

The new method for assessing the radon risk of building sites

Nová metodika stanovení radonového indexu pozemku

Matej NEZNAL*, Martin NEZNAL*, Milan MATOLÍN, Ivan BARNET, Jitka MIKSOVA

*** RADON v.o.s., Novakových 6, 180 00 Prague 8, Czech Republic**

Phone + fax: ++420 266314112, ++420 266317550

Contents:

1. Introduction

The new method for assessing the radon risk of building sites

2. Determining the radon index of a building site: the new method
 - 2.1. Introduction
 - 2.2. Terminology
 - 2.3. Radon activity concentration in soil gas
 - 2.3.1. Number of sampling points
 - 2.3.2. Method of soil gas sampling
 - 2.3.3. Data treatment and the presentation of soil gas radon concentration results
 - 2.4. Soil permeability
 - 2.4.1. Determining soil permeability
 - 2.4.1.1. Direct measurement of soil permeability
 - 2.4.1.2. Expert evaluation of soil permeability
 - 2.4.2. The reporting of permeability results, classification
 - 2.4.2.1. Direct measurement of soil permeability
 - 2.4.2.2. Expert evaluation of soil permeability
 - 2.5. Radon index assessment
 - 2.5.1. The radon potential of a building site
 - 2.5.2. Radon index assessment in other cases
 - 2.6. Detailed radon survey

Results of research on the radon risk assessment of building sites

3. Measuring radon concentration in soil gas
 - 3.1. Input data
 - 3.2. Statistical evaluation
4. Soil gas sampling
 - 4.1. Sampling geometry
 - 4.2. Field measurements
 - 4.3. The influence of variable geometry on measurement results
5. Permeability determination
 - 5.1. Comparing the methods for permeability determination and field measurement
 - 5.2. Results of field measurements
 - 5.3. Evaluation of permeability
6. Radon exhalation rate from the ground surface
 - 6.1. The simple accumulator method
 - 6.2. Test sites
 - 6.3. Applicability of the method
7. Instantaneous, integral and continual measurements of soil gas radon concentration
 - 7.1. Laboratory and field tests
 - 7.2. Evaluation of the results
8. Geological parameters and their impact on the final assessment of radon potential of soils
 - 8.1. Tested parameters
 - 8.2. Applicability of various parameters
9. Radon availability
 - 9.1. Tested models
 - 9.2. Comparison of the different approaches
10. The establishment of radon reference sites for testing of soil gas radon concentration in the Czech Republic
 - 10.1. Radon reference sites in the Czech Republic
 - 10.2. Temporal variation in the characteristics of the reference sites
 - 10.3. Testing the reliability of radon measurements in soil gas
11. Verification of the new methodology for radon risk mapping
 - 11.1. Use of new methodology for radon risk mapping
 - 11.2. Reliability analysis of the radon risk forecast maps 1 : 50000

Acknowledgement

References

Obsah

1. Úvod

Nová metodika stanovení radonového indexu pozemku

2. Stanovení radonového indexu pozemku – nová metodika
 - 2.1. Úvod
 - 2.2. Terminologie
 - 2.3. Objemová aktivita radonu v půdním vzduchu
 - 2.3.1. Počet odběrových bodů
 - 2.3.2. Metodika odběru vzorků půdního vzduchu
 - 2.3.3. Zpracování a prezentace souboru naměřených hodnot objemové aktivity radonu v půdním vzduchu
 - 2.4. Plynopropustnost zemin
 - 2.4.1. Postupy stanovení plynopropustnosti zemin
 - 2.4.1.1. Přímé měření plynopropustnosti zemin
 - 2.4.1.2. Odborné posouzení plynopropustnosti zemin
 - 2.4.2. Prezentace výsledků a způsob klasifikace plynopropustnosti zemin
 - 2.4.2.1. Přímé měření plynopropustnosti zemin
 - 2.4.2.2. Odborné posouzení plynopropustnosti zemin
 - 2.5. Stanovení radonového indexu pozemku
 - 2.5.1. Radonový potenciál pozemku
 - 2.5.2. Stanovení radonového indexu pozemku v ostatních případech
 - 2.6. Radonový průzkum pozemku

Výsledky výzkumných projektů související se stanovením radonového indexu pozemku

3. Měření objemové aktivity radonu v půdním vzduchu
 - 3.1. Vstupní data
 - 3.2. Statistické hodnocení
4. Odběr vzorků půdního vzduchu
 - 4.1. Geometrie aktivního prostoru
 - 4.2. Terénní měření
 - 4.3. Vliv změn geometrie dutiny na výsledky měření
5. Stanovení plynopropustnosti půdy
 - 5.1. Srovnání jednotlivých metod stanovení plynopropustnosti, terénní měření
 - 5.2. Výsledky terénních měření
 - 5.3. Hodnocení plynopropustnosti
6. Rychlost plošné exhalace radonu z povrchu půdy
 - 6.1. Metoda využívající jednoduchý akumulátor
 - 6.2. Testovací plochy
 - 6.3. Použitelnost metody
7. Okamžité, kontinuální a integrální měření objemové aktivity radonu v půdním vzduchu
 - 7.1. Laboratorní testy a terénní srovnávací měření
 - 7.2. Vyhodnocení výsledků
8. Posouzení vlivu dalších parametrů půdy na stanovení radonového indexu
 - 8.1. Vybrané parametry
 - 8.2. Použitelnost jednotlivých parametrů
9. Radon availability
 - 9.1. Testované modely
 - 9.2. Porovnání různých přístupů
10. Vývoj referenčních ploch pro stanovení objemové aktivity radonu v půdním vzduchu
 - 10.1. Referenční plochy pro srovnávací měření objemové aktivity radonu v půdním vzduchu v České republice
 - 10.2. Časová proměnnost parametrů referenčních ploch
 - 10.3. Testy spolehlivosti stanovení objemové aktivity radonu v půdním vzduchu
11. Ověření metodiky pro mapování radonového rizika
 - 11.1. Ověření možnosti využití nové upravené metodiky pro účely mapování
 - 11.2. Analýza spolehlivosti a vypovídací schopnosti prognózních map radonového indexu 1 : 50 000

Poděkování

Seznam literatury

Abstract

The radon risk assessment of building sites is an important part of the Radon Programme of the Czech Republic. The present paper summarizes the results of the research project focused on studying the conditions of radon release from soils and bedrock into buildings, evaluating the influence of this release, and classifying the radon index of building sites. A building site's radon index indicates the level of risk of radon release from bedrock, and can be expressed numerically as the radon potential of a building site. The radon index of a building reflects the degree of radiation protection a building needs, which depends on the soil characteristics and the building's foundation type. A new method for determining radon index has been proposed. Compared to the method used since 1994, the new method more precisely handles borderline conditions occurring in radon risk classification, and should result in the better protection of buildings against the soil gas radon penetration.

1. Introduction

The present publication summarizes the results of a three-year research project assigned by the State Office for Nuclear Safety (SONS). The company RADON v.o.s. corp. has acted as the principal investigator, while the research, field work, data processing, and editing of the final text were completed with assistance from the Faculty of Natural Sciences at Charles University in Prague and the Czech Geological Survey. The text has been reviewed by the State Office for Nuclear Safety, the National Radiation Protection Institute, and the Czech National Authority for Nuclear, Biological, and Chemical Protection. The main research goal was the development of a new uniform method for assessing the risk of radon penetrating from the underlying soil or bedrock, based on determining the radon index of the building site. This method is expected to become obligatory for all radon specialists in private companies and other entities that deal with assessing the radon risk of building sites in the Czech Republic. The activities of such specialists are based on a permit issued by the State Office for Nuclear Safety (SONS). Obtaining this permit requires passing the geological and radiometric training course at the Faculty of Science of Charles University, and a quality certification at the State Office for Nuclear Safety. Thus, the subjective evaluation of geological conditions that these workers must make when carrying out the risk assessment procedures are based on professional, scientific experience and knowledge.

This publication is bilingual. Each version is comprised of two main parts. The first of these (chapter 2) contains a description of the new radon risk assessment method. The

second part, which consists of the following chapters, gives concise descriptions of the particular branches of research that lead to establishing the new method. The data and results of the individual research projects are described in separate reports by SONS (in Czech), while the present publication gives only a brief summary due to its limited scope. The new method is partly based on the previous one presented by Barnet (1994). The newest results, having been gathered during the research activities of the Radon Programme of the Czech Republic and within this research project, mainly concern the statistical evaluation of soil gas radon concentration measurements, the method of soil gas sampling, the determination of soil permeability, radon exhalation rates from soil surfaces, single and continual measurements of soil gas radon concentration, the study of geological conditions influencing the assessment of radon potentials, and the comparison of different methods of radon availability models. All of these topics contributed substantially to formulating the new radon risk assessment method. The use of this method for radon index mapping on a regional scale was also tested; this research was completed by establishing radon reference sites for comparison measurements, and for tests used by private companies and institutions that deal with measuring soil gas radon concentrations.

The new radon risk method is based on a more detailed building site assessment, with increased attention given to determining the permeability of inhomogeneous geological environments. The proposed classification method is better at determining the radon index in borderline cases, and at considering the influence of variable permeability on the final assessment of the measured site.

The new method for assessing the radon risk of building sites

2. Determining the radon index of a building site: the new method

2.1. Introduction

Determining the radon index of a building site is based on the assessment of radon (^{222}Rn) concentration in the soil gas and of the permeability of the underlying soils. The

higher the soil gas radon concentration and the permeability of soil layers, the higher the probability of radon penetrating into the building.

The radon index of the building site (RI) generally expresses the site's radon potential. The radon index of the building (RB) expresses the degree of protection a building requires against radon penetration from the underlying bedrock or soil. The radon index of the building itself is derived from the radon index of the building site, while also considering the depth of the building's basement, the building's foundation type, and the properties of the underlying soils. At a building site having a certain radon index, the radon index of a building on that site can differ depending on whether it is founded on the surface or has underground floors.

The method presented here for determining radon index is based on the results of research conducted between 1994 and 2002. It is a modification of the method that has been valid since 1994. Section 2.6 summarizes the information that should be included in any report on the radon survey of a building site, and which should be available for building experts and radon protection workers.

The present method has been formulated in accordance with Act No. 18/1997 Coll. (the Atomic Law), with respect to changes given by Act. No. 13/2002 Coll. and the Decree of the State Office for Nuclear Safety (SONS) No. 307/2002 Coll. on Radiation Protection. All experts, companies and institutions dealing with the determination of radon index must possess the valid SONS permit for these activities.

2.2. Terminology

The following terms appear in the description below:

Radon: the ^{222}Rn isotope of radon.

Radon activity concentration in soil gas: the number of radioactive decays of ^{222}Rn in one cubic meter of soil gas per second, also referred to as **soil gas radon concentration**.

Radon index of a building site (RI): index indicating the level of risk of radon release from the bedrock, surface material, and/or soil. The categories are low, medium, and high.

Radon index of a building (RB): index expressing the degree of required radiation protection a building needs against radon penetration. It is derived from the RI, the building foundation type, and the characteristics of the underlying soil or bedrock.

Radon potential of a building site (RP): the value expressing the radon index of the building site. If $RP < 10$, then RI is low; if $10 \leq RP < 35$, then RI is medium; if $35 \leq RP$, then RI is high.

Soil: includes soils, weathered rocks in the upper part of the soil profile (including organic matter), unweathered rock exposures in the upper layers influencing the evaluation of RI, and any artificial material that may be present.

Soil gas: the mixture of gases in the soil pore spaces.

Gas permeability: the parameter characterizing the potential for radon and other gases to migrate through the soil. Permeability is determined by direct measurements or by an expert evaluation of the soil. Also referred to simply as **permeability**.

Vertical soil profile: the description of particular soil layers characterizing their structural and mechanical properties, depth, and thickness. This description is used in the expert evaluation of permeability.

The third quartile: the 75% percentile of a data set of N measurements. For the purposes of RI determination, the third quartile is calculated as follows: the data are arranged in an increasing order, and the third quartile is the N_{75}^{th} value of the data set, where N_{75} equals $(0.75N + 0.25)$ rounded-off to the nearest lower integer.

2.3. Radon activity concentration in soil gas

The soil gas radon concentration is the first decisive parameter for determining the radon index of a building site. The soil gas radon concentration is determined by measuring the radioactivity of a soil gas sample taken from a depth of 0.8 m.

The basic conditions for the determination methods are:

- (a) The radioactivity measurements must achieve the limit of detection of $1 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-3}$.
- (b) The devices must be calibrated for radon and radon progeny measurements by the National Metrological Centre.
- (c) The sampling and measurement methods must have been field tested at radon reference sites for the comparison of measurements.

In accordance with the Czech State Norm ISO 31-9, the soil gas radon concentration is indicated as c_A , and the values are reported in $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-3}$ using one decimal position.

Instantaneous measurements of soil gas radon concentration are usually taken, though in principle integrated or continual methods can also be used in fulfilling the above mentioned requirements.

If an instantaneous measurement of the soil gas radon concentration is taken, a background control with scintillation or ionizing chambers is required before sampling. The background should not exceed 1/10 of measured signal.

Thorium present in the rocks and soils generates the alpha emitter thoron (^{220}Rn). Its soil gas concentration is usually on the same order of magnitude as radon. For soil gas radon concentration measurements completed immediately after the soil gas sampling, it is necessary to use correction procedures for the influence of thoron on the resulting concentration values.

2.3.1 Number of sampling points

Due to the inhomogeneous distribution of radon in soils and the frequent presence of outliers, the reliable determination of RI requires obtaining a set of soil gas radon concentration measurements.

When a building site smaller or equal 800 m^2 (a typical area for a single family house, a detached building, for outbuildings, or for reconstructions involving changes in the contact with the ground) is evaluated, at least 15 sampling points must be measured. These sampling points must be taken within the building's ground plan and its close vicinity.

When a building site larger than 800 m^2 (an area for more than one building, or for a larger single building) is evaluated, soil gas samples are collected in a $10 \times 10\text{ m}$ grid. Again, the building's ground plan and its close vicinity must be covered. For cases in which other buildings or concrete/asphalt covers are present, the regularity of the sampling point grid can be adapted as necessary; i.e. the location of some sampling points can be changed, though it is necessary to measure the radon distribution over the entire building area.

In cases involving the occurrence of local radon concentration anomalies (higher than three times the third quartile: $3 * C_{A75}$) it is recommended that the number of sampling points be increased and that a $5 \times 5\text{ m}$ grid be used.

2.3.2 Method of soil gas sampling

The soil gas samples are usually collected using small-diameter hollow steel probes with a free, sharpened lower end (a lost tip) combined with a large-volume syringe or a pump. The entire system must be perfectly sealed. The use of sampling systems that are not perfectly sealed, or that do not reach a sufficient level of vacuum to collect gas samples in soils of low permeability, may result in an underestimated soil gas radon concentration. Therefore, such systems must not be used.

The internal volume of the cavity, which is created at the lower end of the sampling probe, must be large enough to enable the sample collection. The minimum internal surface area that must enter the soil is 940 mm² (corresponding to a cylinder having 10 mm in diameter and 30 mm height).

The soil samples are collected from a depth of 0.8 m below the ground surface. If the soil gas samples cannot be collected due to extremely low soil permeability, high groundwater saturation, or the presence of shallow, solid rock layers, the following modifications can be used. If the soil permeability is very low, the cavity at the lower end of the sampling probe can be enlarged by retracting the probe about 10 - 15 cm toward the surface. Sometimes (upper soil layers with higher permeability are not reached, the probe remains fixed in the soil, as well as contamination of the soil gas by atmospheric air can be avoided) the probe can be retracted to 0.5 m below the surface, while maintaining the perfect sealing of the whole system. A similar approach is often used when the sampling layer is saturated with water. In cases involving shallow solid rock layers, the minimal sampling depth can be changed to 0.5 m below the surface. Changing the position of the sampling points within the 10 x 10 m grid can also be done in all above described cases. However, all deviations from the standard sampling depth of 0.8 m must be reported, including an explanation and an estimate of potential influence of these differences to the evaluation results.

If none of the above mentioned modifications work, the building site assessment can be postponed to the time at which the building foundation surface will be exposed. Other methods such as radon exhalation rate measurements, ²²⁶Ra mass activity (Bq.kg⁻¹) measurements, and emanation power determination can be applied. These techniques have not been standardized for various reasons; and for those exceptional cases in which it is necessary to deploy them, the measurements must be performed with an understanding of the parameters influencing radon migration and the detailed field conditions.

Soil gas sampling and the soil gas radon concentration measurements must not be performed under extreme meteorological conditions.

2.3.3 Data treatment and the presentation of soil gas radon concentration results

The radon risk categorization of entire or parts of building sites is based on evaluating the measurements of the radon concentration and distribution in soil gas.

When classifying a building site for a single building (with a building site smaller or equal 800 m², involving at least 15 soil gas radon concentration measurements), the main value used for this classification is the third quartile of the set of soil gas radon concentration data c_{A75} . Values smaller than 1 kBq.m⁻³ are excluded from the data set. The person performing the readings, and who is responsible for the classification, must consider all local radon concentration anomalies and variations. The final report must contain the following statistical parameters: minimum, maximum, arithmetic mean, median, and the third quartile.

The classification of larger areas (building sites larger than 800 m², requiring soil gas radon concentration measurements in a 10 x 10 m grid) depends on the homogeneity of the data. If the data set is homogeneous, the third quartile of the whole data set is used as the decisive value. Values smaller than 1 kBq.m⁻³ are again excluded.

If the data set is not homogeneous, the three following situations must be considered:

- (a) the inhomogeneous building site is formed by several homogeneous subsites.
- (b) a fault zone crosses the building site.
- (c) local radon anomalies are present at the building site.

In cases (a) and (b) the building site is divided graphically into homogeneous subsites, which are considered and processed separately. The spatial variations in permeability can also be helpful for this evaluation.

If the number of measured values is large enough (more than 50 soil gas radon concentration measurements), histograms of radon distribution can be used for assessing the data homogeneity along with a visual evaluation. Another method for testing data homogeneity uses a log graph of relative rank r versus ascendantly ordered values: $\ln(r/1-r)$, where $r = i/(n+1)$, and i is the rank of the value in n ordered data. If the shape of the curve approaches a straight line, the distribution is normal, or log-normal. If the shape of the curve resembles a fractional line, the data set is polymodal.

The third quartile of the corresponding data set is used again as a basic value for the classification. For homogeneous building sites (or subsites) the third quartile of the entire relevant data set is used. For building sites that contain several subsites with different soil gas radon concentrations, the highest of the third quartiles of the corresponding data sets are used.

In case (c), the radon specialist must weigh the significance of the local anomalies and their relation to geological and non-geological factors, and thus judge whether or not they are random occurrences. Supplementary measurements (if available) are also taken into

consideration. In such cases the classification is especially dependant on the expertise of the worker. The observed anomalies may influence the final determination of the RI.

When larger building sites are evaluated, the final report must contain not only the basic statistical parameters mentioned above (minimum, maximum, arithmetic mean, median, and the third quartile), but must also show all measured values of soil gas radon concentration in numerical and graphical forms. The graphical presentation enables a better understanding of spatial variability of this parameter.

2.4. Soil Permeability

The permeability of soils is the second decisive factor in determining the radon index of a building site. As higher permeability enables the increased migration of soil gas and radon from the soil into the building, a higher radon risk can be expected in more permeable soil environments.

2.4.1. Determining soil permeability

The permeability of soils can be determined by:

⇒ direct *in situ* permeability measurements

⇒ expert evaluation of permeability

The permeability is designated by the symbol **k**. When direct *in situ* measurements are performed, the gas permeability is given in m^2 (rounded to one decimal position, e.g. $1.7 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2$). Expert evaluations of permeability leads to assigning the low – medium – high categories.

2.4.1.1. Direct measurement of soil permeability

Direct *in situ* permeability measurements are performed at a depth of 0.8 m beneath the ground surface.

The *in situ* method consists of measuring the airflow during suction from the soil or when pumped into the soil under constant pressure. The procedures for permeability measurements are similar to those of soil gas sampling (small-diameter hollow steel probes with a free, sharpened lower end - a lost tip). The internal surface area of the cavity formed by pounding out the free tip must be exactly defined for each measurement

system. Various devices designed for *in situ* gas permeability measurements can be used. There can be complications with determining the shape factor of the probe (which depends on its geometry and internal dimensions) and with the individual corrections for the free flow of air in specific instruments. For these reasons, and due to the lack of gas permeability standardization, the results obtained from various devices should be standardized against the RADON-JOK parameter, widely used in the Czech Republic (www.radon-vos.cz/index_en.html).

Direct *in situ* permeability measurements are based on fixed measurement geometry. The size of the measuring cavity in the soil must not be enlarged. It is recommended that the auxiliary limit for low permeability $k = 5.2 \cdot 10^{-14} \text{ m}^2$ be used. When $k < 5.2 \cdot 10^{-14} \text{ m}^2$ (the measuring time of the RADON-JOK permeameter is higher than 1200 s), the permeability need not be exactly measured. The resulting value for the summary of results will be $k < 5.2 \cdot 10^{-14} \text{ m}^2$, and the resulting value for statistical evaluation is substituted by $k = 5.2 \cdot 10^{-14} \text{ m}^2$.

As for the resistance of the equipment against the free flow of air, the limit for high permeability is $k = 1.8 \cdot 10^{-11} \text{ m}^2$. When $k > 1.8 \cdot 10^{-11} \text{ m}^2$ (measuring time of RADON-JOK permeameter is shorter than 6 s), the value for the summary of results will be $k > 1.8 \cdot 10^{-11} \text{ m}^2$, and the resulting value for statistical evaluation is substituted by $k = 1.8 \cdot 10^{-11} \text{ m}^2$.

For direct *in situ* permeability measurements, the requirements for the number of measurements are the same as for the soil gas radon concentration measurements, i.e. at least 15 measurements for a single building (with a building site $\leq 800 \text{ m}^2$), or the taking of measurements in a 10 x 10 m grid for building sites $>800 \text{ m}^2$. The same statistical parameter, i.e. the third quartile of the data set (marked k_{75}), is used as a decisive value for the assessment. The third quartile diminishes the influence of outliers and local permeability anomalies.

It is not necessary to describe the vertical soil profile when direct *in situ* permeability measurements are performed.

Only when the data set of direct *in situ* permeability measurements (k , in m^2) is available can the radon potential of the building site (RP) be used for determining the RI (see section 2.5.1.).

2.4.1.2. Expert evaluation of soil permeability

An expert evaluation of soil permeability is necessary when *in situ* permeability measurements are not performed at all sampling points of soil gas radon concentration

measurements. This expert evaluation, which results in classifying the site as low, medium, or high permeable, is based on the description of the vertical soil profile to a minimum depth of 1 m (or to the lowest depth that can be reached by a hand drill, in cases involving large amounts of coarse material or unweathered rock near the surface). The evaluation must involve at least one of the following methods:

- ⇒ A macroscopic description of the fractions in samples from a depth of 0.8 m, with the classification of its permeability (low – medium – high). Estimating the proportion of the fine fraction (f , particle size < 0.063 mm) is also necessary in this classification. For $f > 65\%$, the permeability is low; when $15\% < f \leq 65\%$, the degree of permeability is medium; and when $f \leq 15\%$, the permeability is high. The final classification is then corrected with respect to the factors that could influence the actual permeability (see questions that are presented at the end of this section).
- ⇒ Evaluating the resistance encountered when drawing the soil gas samples for the radon concentration measurements at all sampling points, and estimating the prevailing permeability category (low – medium – high).

For the better evaluation of vertical and horizontal changes in permeability, at least two hand drill tests must be performed for building sites ≤ 800 m². For larger building sites these two drillings must be increased by at least one for each additional 30 sampling points.

The following questions should be considered whenever such expert soil permeability evaluations are used:

- ⇒ Can high soil moisture in the sampling horizon influence its actual permeability (i.e. the degree of water saturation may decrease the effective porosity)?
- ⇒ Can low soil moisture in the sampling horizon influence its actual permeability (i.e. lower degrees of water saturation may increase the effective porosity)?
- ⇒ Can the unusually low porosity of a sampling horizon influence its actual permeability (i.e. its high density or compactness may decrease the permeability)?
- ⇒ Can the unusually high porosity of a sampling horizon influence its actual permeability (i.e. its low density and loose texture may increase the permeability)?
- ⇒ Is the occurrence of macro- and micro-fissures high enough to increase the otherwise low permeability?
- ⇒ Is the degree of inhomogeneity of the fine fraction such that it could increase the otherwise low permeability?

- ⇒ Is the content of the coarse fraction (fragments, cobbles, stony debris) so high that it could increase the actual permeability?
- ⇒ Could the character of the weathering surfaces of rocks in the sampling horizon, or the presence of faults, increase the actual permeability?
- ⇒ Could anthropogenic effects on the ground surface or in the upper soil layers (such as deep ploughing or the presence of paths etc.) increase the actual permeability?
- ⇒ Could anthropogenic effects on the ground surface or in the upper soil layers (such as the deep compactness of upper soil layers, or the presence of concrete or asphalt coverings) decrease the actual permeability?
- ⇒ Is the building site situated on a slope with vertical and horizontal variability of soil layers with different permeability, which could increase or decrease the resulting permeability?

Note: If the results of detailed geological or hydrogeological survey at the same building site are known, it is not necessary to perform special hand drillings during the radon survey. The available detailed results can be used for the expert evaluation of soil permeability.

When the expert evaluation of soil permeability is used, the RI is determined according to a classification table (section 2.5.2.).

2.4.2. The reporting of permeability results, classification

Building site assessment and the determination of the site's radon index (RI) involves the following permeability determination procedures.

2.4.2.1. Direct measurement of soil permeability

The third quartile of the data set (k_{75}) is an important value for the classification of a single building (at a building site $\leq 800 \text{ m}^2$, and with at least 15 direct *in situ* permeability measurements). The authorized person responsible for the final classification must consider any local permeability anomalies and variations and the spread of data. The final report must contain the following statistical parameters: minimum, maximum, arithmetic mean, median, and the third quartile.

The permeability classification for larger areas (building sites $> 800 \text{ m}^2$, where permeability measurements must be made in a $10 \times 10 \text{ m}$ grid) depends on the homogeneity of the site and the data set. If the building site is geologically homogeneous,

especially regarding its permeability, the third quartile of the data set (k_{75}) is used for the classification.

If a large building site is not homogeneous, three options must be considered with respect to the geology of the site:

- (a) the inhomogeneous building site can be divided into several homogeneous subsites.
- (b) a fault zone with distinct permeability crosses the building site.
- (c) local permeability anomalies occur at the building site.

In cases (a) and (b) the official expert divides the building site into homogeneous subsites, which are considered and processed separately. The spatial variability of soil gas radon concentration can also be helpful in this assessment.

The third quartile of the corresponding data set is used again as a basic value for the classification. For homogeneous building sites the third quartile of the whole data set, for inhomogeneous sites the highest third quartile of the subsites, which are for the given building site or building decisive.

For case (c) the official expert responsible for the assessment must weight the importance of the local anomalies and their connection with geological or non-geological factors (e.g., whether or not they are random occurrences). These anomalies can influence the final classification of permeability and the determination of the RI. The final classification depends on the expert's decision.

When larger building sites are evaluated, the final report must contain the required statistical parameters (the minimum, maximum, arithmetic mean, median, and the third quartile), and all permeability values presented in numerical and graphical form for a better understanding of the spatial variability of this parameter.

2.4.2.2. Expert evaluation of soil permeability

When classifying a single building site ($\leq 800 \text{ m}^2$ and 2 hand drillings), the evaluation of soil permeability (as low, medium, or high) is based on the description of the soil profile to a minimum depth of 1 m (or to the depth specified in section 2.4.1.2.) and on the chosen supplementary method (macroscopic description, or resistance to vacuum).

The resulting permeability is classified as low, medium, or high. For larger building sites ($> 800 \text{ m}^2$) the homogeneity of the soil's characteristics is determined by drilled holes. The degree of permeability (low-medium-high) at homogeneous building sites is chosen directly by the official expert.

If the large building site is not homogeneous, three options must again be considered with respect to the site's geological conditions:

- (a) the inhomogeneous building site can be divided into several homogeneous subsites.
- (b) a fault zone with distinct permeability crosses the building site.
- (c) local permeability anomalies occur at the building site.

Inhomogeneous building sites are then divided into homogeneous subsites, which are considered separately. The expert evaluation of soil permeability is based on the description of the soil profile to a depth of 1 m, on the nature of the method used (macroscopic description or resistance to vacuum), and on the assessment of any horizontal and vertical changes of soil properties that may be present. The spatial variability of soil gas radon concentrations can also be helpful in this assessment.

The resulting permeability is classified as low, medium, or high with respect to presented rules, i.e. only a single evaluation at homogenous sites and the highest category of the separate subsites for a building covering several soil permeability subsites.

The final report must contain the resulting degree of permeability (low – medium – high), macroscopic descriptions of soil profiles from all hand drillings, and an estimation of the content of the soil's fine fraction from a depth of 0.8 m or the evaluation of vacuum resistance from all sampling points.

2.5. Radon index assessment

Determination of the radon index of a building site (RI) is based on two factors: soil gas radon concentration, and the permeability of soils. Other factors concerning the structural and geological situation (such as bedrock types, the presence of faults, the relief of the terrain, and regional geological units) are also useful for the final determination.

The final RI determination is derived from the permeability data. If numerical values of both soil gas radon concentration and permeability are available, the building site radon potential method (RP) is used (section 2.5.1.). For numerical values of soil gas radon concentration and the expert evaluation of soil permeability (given as low, medium, or high), the assessment procedure is described in section 2.5.2.

2.5.1 The radon potential of a building site

If the results of both soil gas radon concentration measurements and *in situ* permeability measurements are available for all measuring points, a radon potential (RP) model can be used for determining the RI.

The model for assessing the RP is based on the formerly used RI classification table. The amended version uses continuous lines instead of the fractional lines for separating the low, medium, and high RI categories (Fig. 1). This change enables the more precise assessment of borderline cases.

A couple of the straight lines (V - shaped, Fig. 2) that delimit the medium radon index can be defined by the following equations:

$$-\log k = \alpha_1 \cdot c_A - (\alpha_1 \cdot c_{A0} + \log k_0),$$

$$-\log k = \alpha_2 \cdot c_A - (\alpha_2 \cdot c_{A0} + \log k_0),$$

where α_1 and α_2 are the slopes of these limit lines and $(c_{A0}; -\log k_0)$ are the coordinates of their intersection point. The RP is then defined by the equation:

$$RP = (c_A - c_{A0}) / (-\log k + \log k_0) \quad [1]$$

To follow continuity with

the formerly used method (Barnet 1994) the equations describing the limits and the RP parameter are optimally defined as:

$$-\log k = 1/10 \cdot c_A - (1/10 + \log 1E-10) = 0,1 c_A + 9,9$$

$$-\log k = 1/35 \cdot c_A - (1/35 + \log 1E-10) = 0,0286 c_A + 9,971$$

$$RP = (c_A - 1) / (-\log k - 10), \quad [2]$$

i.e. the slopes of lines are given by the values 1/10 and 1/35, and their intersection corresponds to the values $c_A = 1 \text{ kBq/m}^3$, and $-\log k_0 = 10$ when $k_0 = 1E-10 \text{ m}^2$.

A graphical presentation is given in Fig. 2.

The third quartile of the soil gas radon concentration data set (c_{A75}) and the third quartile of the permeability data set (k_{75}) are the input values for assessing a building site using the RP model presented in Fig. 2.

In exceptional cases, the authorized person performing the assessment can use other statistical parameters for the final determination of RI (see section 2.3.3.). However, they must give their reasons for this decision in the final report.

The RP value is derived from the building site assessment given by equation [2], and enables the determination of RI as low, medium, or high (if $RP < 10$, then RI is low; if $10 \leq RP < 35$, then RI is medium; if $35 \leq RP$, then RI is high).

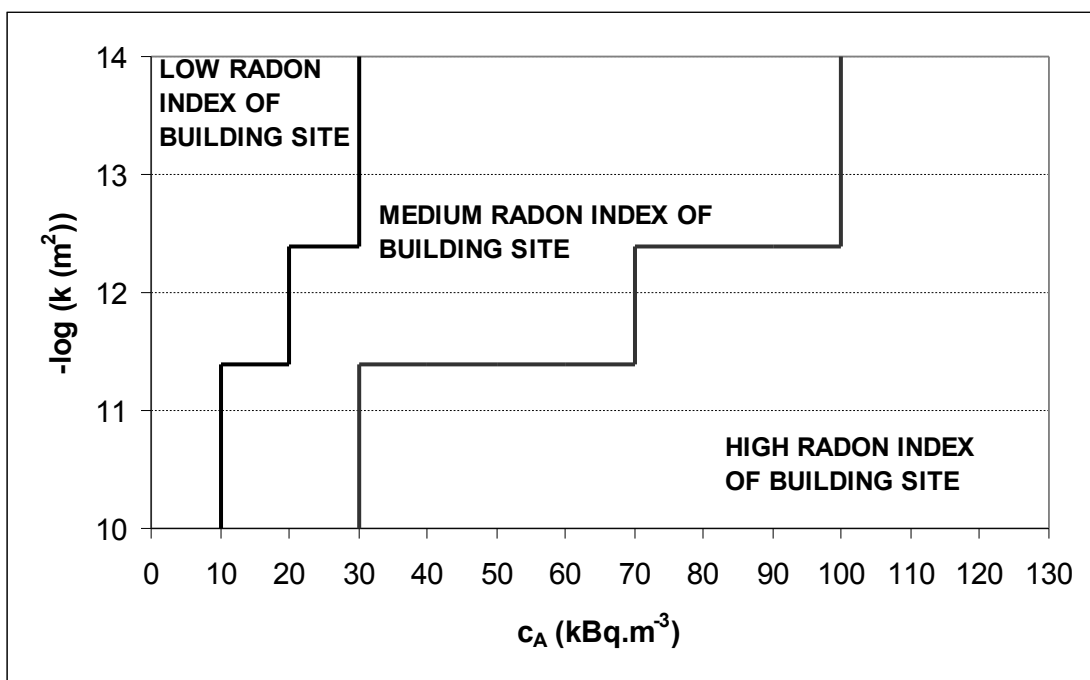


Fig. 1 - Radon index of the building site according to formerly used methodology (Barnet 1994)

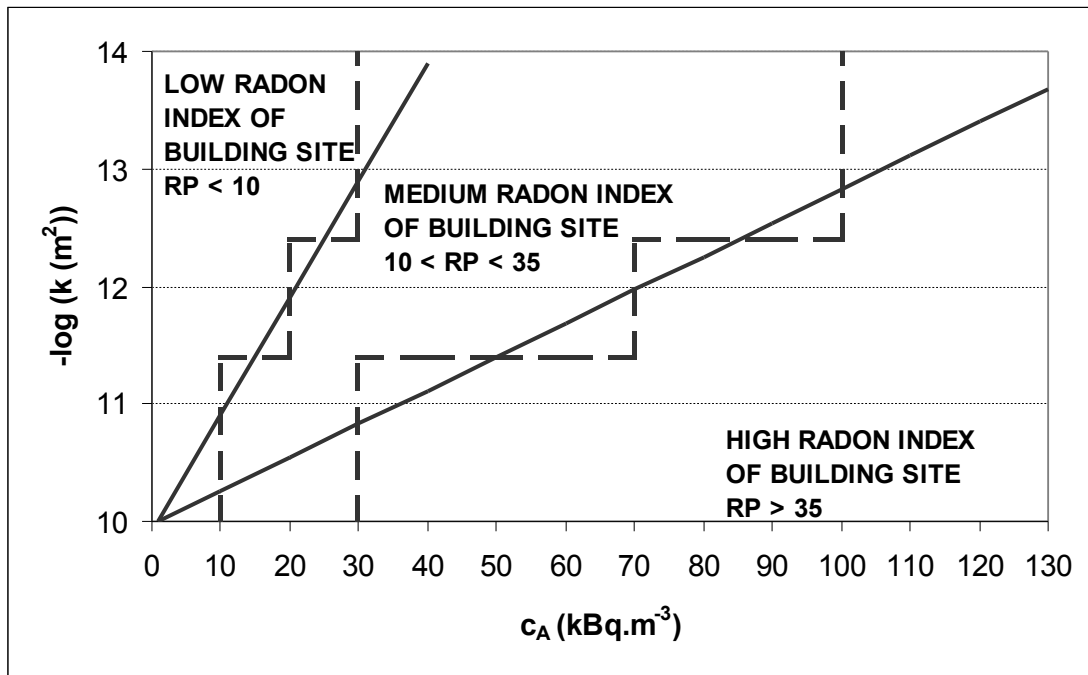


Fig. 2 - Radon potential of the building site

2.5.2. Radon index assessment in other cases

If the expert evaluation of soil permeability is used (i.e. if the permeability is determined without numerical values), the radon index of the building site is assessed using the following classification table (Tab.1) :

Table 1 : Radon index assessment

Radon index (RI) category	Soil gas radon concentration (kBq.m ⁻³)		
Low	$c_A < 30$	$c_A < 20$	$c_A < 10$
Medium	$30 \leq c_A \leq 100$	$20 \leq c_A \leq 70$	$10 \leq c_A \leq 30$
High	$c_A \geq 100$	$c_A \geq 70$	$c_A \geq 30$
	low	medium	high
	permeability		

The input parameter for RI assessment is the third quartile c_{A75} of the soil gas radon concentration data set, or the highest c_{A75} calculated for the subsites comprising an inhomogeneous building site (see section 2.3.3.).

In exceptional cases, the expert assessor can use other statistical parameters for the final determination of the RI (see section 2.3.3.). However, they must give their reasons for this decision in the final report.

The permeability is determined by expert evaluation (section 2.4.1.2. and 2.4.2.2.).

The resulting radon index of the building site (RI) is given as one of the three categories: low, medium, or high.

2.6. Detailed radon survey

This section does not deal with the determination of the radon index of the building site (RI) itself, but summarizes the requirements of a detailed radon survey for determining the radon index of a building (RB).

For single family houses or other buildings without cellars, having a foundation depth of 0.8 m under the ground surface, or closer to surface or above the ground surface, there are no special requirements involved in conducting the detailed radon survey (i.e. the determination of the radon index of the building site (RI)).

For cases in which the foundation depth is unknown or is situated at a depth greater than 0.8 m, further data should be obtained in the course of the detailed radon survey (the foundation depth and other factors can be considered only if relevant data are available).

In these latter cases, the field work, the permeability documentation, and the final report must be accompanied by:

- ⇒ A description of the vertical soil profile (or profiles) to a minimum depth of 1.5 m, with the permeability determination of deeper soil layers (section 2.4.1.2 and 2.4.2.2.).
- ⇒ Information about bedrock types with respect to their ^{226}Ra concentration and the potential for increased soil gas radon concentrations with depth.

The radon index of a building (RB) expresses the degree of required radiation protection the building requires against radon penetration from the bedrock. It is based on the radon index of the building site (RI), and considers the foundation depth and any vertical changes in permeability up to the level of the building's contact with the soil or bedrock. The determination of the radon index of a building (RB) is performed by building experts. It is based on the results of a detailed radon survey and on their own rules for the radiation protection of buildings.

This is the end of the description of the new assessment method. The following chapters provide a concise description of related research topics and their results.

Results of research on the radon risk assessment of building sites

3. Measuring radon concentration in soil gas

As the soil gas radon concentration may vary widely over a small distance, any evaluation based on a single measurement is not viable. Under the original method of classifying the radon risk of foundation soils (Barnet 1994), a minimum of 15 soil gas radon concentration measurements is required when a building site for a single family house is evaluated (Matolín and Prokop 1991). The measurement of larger areas should be made in a 10 x 10 m grid, or a 20 x 20 m in some cases.

This research was focused on the statistical evaluation of soil gas radon concentration data. The main goal was to reconfirm the requirements concerning the minimal set of soil gas radon concentration values and the grid of measuring points.

3.1. Input data

Most of the data used for the statistical testing came from the old records of the RADON corporation. These data were soil gas radon concentration values from commercial measurements. Only a few supplementary measurements were performed during this stage of the research.

Our detailed analysis involved 13 large data sets in which the number of measurement points ranged from 61 to 200. The data were obtained during the radon surveys of large building areas in a 10 x 10 m grid, between 1993 and 2000. First, the basic statistical parameters were calculated for each of the 13 original sets of data. Several subsets of values corresponding to a 20 x 20 m grid were then chosen from each of the original data sets, and the statistical analysis was repeated. Finally, two randomly chosen subsets from each of original data sets were also tested. Furthermore, 30 smaller data sets (each having either 18 or 25 measuring points) have been analyzed.

3.2. Statistical evaluation

The 13 larger data sets (an example is given in Tab. 2) can be divided into several groups according to the prevailing distribution type. The distribution of several data sets was closely approximated by a log-normal model, while the distribution of other sets was

found to be heterogeneous, being amenable to neither a log-normal nor a normal model. Normal distribution was also applicable in some rare cases. The general conclusion that neither a normal nor a log-normal model is generally applicable agrees well with the results of a previous study (Nezmal et al. 1994a). Robust nonparametric estimates, such as the median or the third quartile, are more suitable for the description of soil gas radon concentration data.

One of the goals of this research was to test the agreement of the results using measuring point grids of 10 x 10 and 20 x 20 m, and to test the possibility of reducing the required minimal number of measuring points. The main problem is that the number of measurements is usually low for the purposes of statistical analysis. Any reduction in the number of measured values results in an enlargement of the relevant confidence intervals. In other words, if the number of measured values is low, the width of the confidence intervals is influenced more by the size of the data set than by the variability of data.

The minimum size of data sets that ensure acceptable relative errors of the standard deviation (10%) is about 50 values if the distribution of the data set is normal. For a log-normal distribution, the minimum size of the data set is substantially higher. Radon surveys are usually performed in areas no larger than 100 x 100 m, with larger areas being measured only rarely. If measurements are made in a 10 x 10 m grid, an area of 100 x 100 m corresponds to 121 measuring points. When a 20 x 20 m grid is used, only 36 measuring points are taken. Such a low number is insufficient for a proper statistical evaluation, even if the data distribution is normal.

Table 2 : Results of statistical evaluation

Data set No. 1591-96							
	original set of data „10x10 m“	choice „20x20 m“ (1)	choice „20x20 m“ (2)	choice „20x20 m“ (3)	choice „20x20 m“ (4)	random choice (1)	random choice (2)
N	197	57	50	47	43	60	40
Mean	7.9	7.2	7.4	7.4	9.8	7.4	7.6
mean ₁₀	6.3	6	5.9	6.2	7.6	6.1	6
Median	5.2	5.1	5.1	5.3	5.4	5.1	5.1
Q ₇₅	8.5	8.3	7.8	7.6	10.4	8.5	8.4
Sigma	7.5	5.8	7.2	6.3	10.5	6.5	7.2
sigma ₁₀	3	2.7	2.9	2.8	5	3.3	3.6
(Q ₇₅ – Q ₂₅)/2	2.3	2.2	2.1	1.8	3.2	2.6	2.5
minimum	1.1	1.1	1.4	1.4	1.4	1.4	1.4
maximum	58.5	27.7	38.3	33.4	58.5	30.4	30.4
sigma/mean	0.95	0.8	0.96	0.86	1.07	0.88	0.95
normality test	no	no	no	no	no	no	no
95%CI: mean	(6.8;8.9)	(5.7;8.8)	(5.4;9.5)	(5.5;9.2)	(6.6;13.0)	(5.8;9.1)	(5.3;9.9)
95%CI: median	(5.0;5.7)	(4.3;6.0)	(4.4;6.0)	(4.7;6.6)	(5.0;7.4)	(4.1;5.6)	(3.8;5.6)
95%CI: sigma	(6.8;8.3)	(4.9;7.1)	(6.0;8.9)	(5.3;8.0)	(8.7;13.3)	(5.5;8.0)	(5.9;9.2)
95%CI: Q ₇₅	(6.9;10.9)	(6.0;11.2)	(6.0;12.7)	(6.5;14.3)	(7.3;21.5)	(5.6;12.3)	(5.3;17.9)

(N = number of measuring points; mean = arithmetic mean; mean₁₀ = trimmed arithmetic mean (10%); Q₂₅ = the 1st quartile (the 25th percentile); Q₇₅ = the 3rd quartile (the 75th percentile); sigma = standard deviation; sigma₁₀ = trimmed standard deviation (10%); 95%CI = 95% confidence interval)

When data sets with larger variability are evaluated, substituting a 20 x 20 m grid for a 10 x 10 m grid causes a substantial enlargement of confidence intervals for the median and for the third quartile (see Tab. 2). Limit values that separate the medium and high categories of radon risk (radon index) are 10 and 30 kBq.m⁻³, respectively, when the soil permeability is high. The confidence interval for the third quartile could thus cover all three intervals corresponding to three different risk categories.

For small data sets (15 soil gas radon concentration values corresponding to a building area for a single family house), the applicability of statistical evaluations is disputable at all.

It can be concluded that, from the statistical perspective, there are no good reasons for substituting a 20 x 20 m grid for a 10 x 10 m grid. This conclusion is valid also for reducing the minimum required number of measuring points when a building site for a single family house is evaluated.

4. Soil gas sampling

The equipment for soil-gas sample collection commonly used in the Czech Republic consists of a small-diameter hollow steel probe with a free, sharpened tip at the lower end. The probe is pounded into the soil to a depth of 0.8 m. A punch wire is then inserted into

the probe. The active area is created in the head of the probe by the extension of the tip, by means of the punch wire, to a distance of several centimeters. Samples of soil-gas are collected using a syringe or a pump, and are introduced into evacuated Lucas cells (see Fig. 3). A similar sampling technique was described by Reimer (1990).

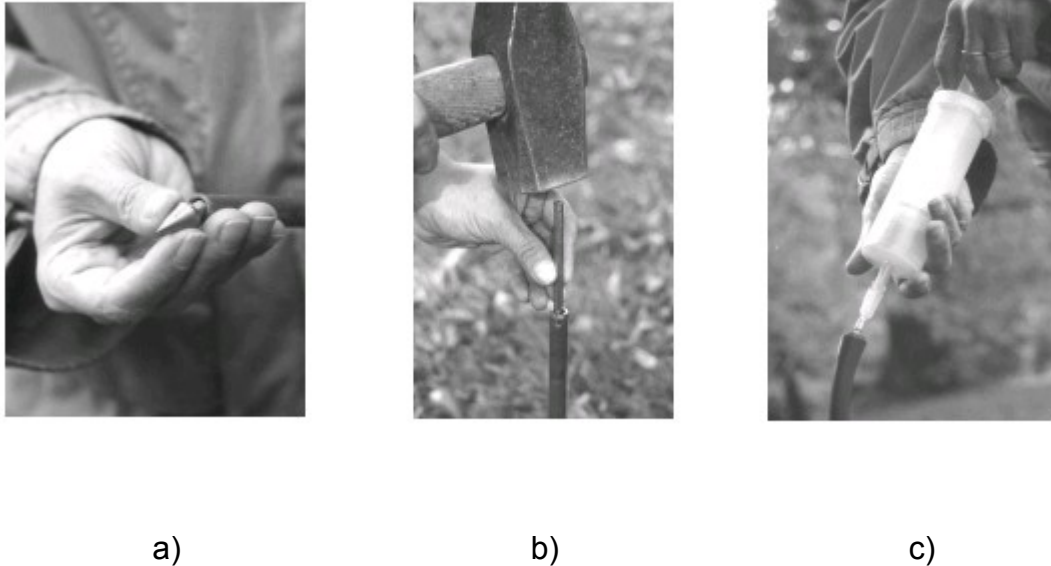


Fig. 3 – Soil gas sampling

- (a) Inserting the sharpened tip into the lower end of the probe
- (b) The sharp tip is moved a few centimetres lower - this action creates a cavity at the lower end of the probe
- (c) Soil-gas sample collection using a syringe

Measurements of soil-gas radon concentrations carried out in previous years (Matolín et al. 2000, Neznal et al. 1994b, Neznal et al. 1996a) indicated the dependence of soil-gas radon concentrations on sampling depth, soil permeability, the dimensions of the cavity from which the soil-gas samples were taken, and the soil-gas sampling technique used. Soils of low permeability often require the enlargement of the sampling cavity (i.e. the enlargement of the active area).

4.1. Sampling geometry

The relationship between the soil-gas radon concentration and variable sampling geometry was studied at four test areas characterized by soils of low permeability and/or high soil moisture. The measurements were made at nine measuring points at each test area. At each measuring point, the soil-gas samples were collected from different sampling depths and by using different active area dimensions.

- sampling depth 60 - 62 cm, height of the cavity 2 cm, referred to as “geometry 60 cm (2 cm).”
- sampling depth 80 - 82 cm, height of the cavity 2 cm, referred to as “geometry 80 cm (2 cm).”
- sampling depth 80 - 85 cm, height of the cavity 5 cm, referred to as “geometry 80 cm (5 cm).”
- sampling depth 80 - 90 cm, height of the cavity 10 cm, referred to as “geometry 80 cm (10 cm).”
- sampling depth 70 - 90 cm, height of the cavity 20 cm, (the probe was retracted back to the surface), referred to as “geometry 70 - 90 cm.”
- sampling depth 60 - 90 cm, height of the cavity 30 cm, referred to as “geometry 60 - 90 cm.”
- sampling depth 40 - 90 cm, height of the cavity 50 cm referred to as “geometry 40 - 90 cm.”

4.2. Field measurements

Measurements were taken at three test areas: Světice, situated 20 km SE of Prague, bedrock formed by Ordovician shales, covered by loess loams; Dubnice in northern Bohemia, situated 20 km W of Liberec, bedrock formed by Cretaceous claystones and sandstones, covered by clayey sands or sandy clays; and Růžená in southern Bohemia, situated 90 km S of Prague, bedrock formed by durbachites (biotite syenite) of the Central Bohemian pluton, covered by fluvial sediments. The results obtained at these sites were similar. The soil-gas radon concentration readings were almost identical when geometry 80 cm (2 cm), geometry 80 cm (5 cm), or geometry 80 cm (10 cm) were used. Radon concentrations in the soil-gas samples collected using geometry 70 - 90 cm were slightly lower, but comparable with the previous ones. The results obtained using the geometry 60 - 90 cm were lower but similar to those from the geometry 60 cm (2 cm) trial (see Fig. 4).

Almost no dependence of soil-gas radon concentration readings on the dimensions of the active area was observed at the fourth test area in Ptice (situated 20 km W of Prague, bedrock formed by Ordovician shales, Quaternary cover by eolian clayey loams), characterized by a homogeneous vertical soil profile (see Fig. 5).

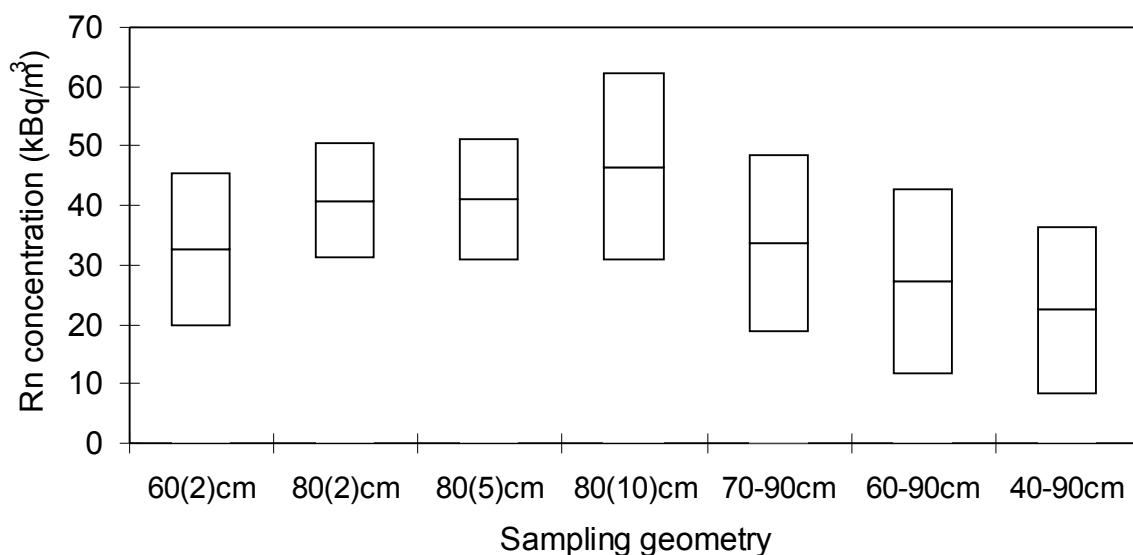


Fig. 4 - Reference area Světica: Soil gas radon concentration (arithmetic mean \pm standard deviation) vs. sampling geometry

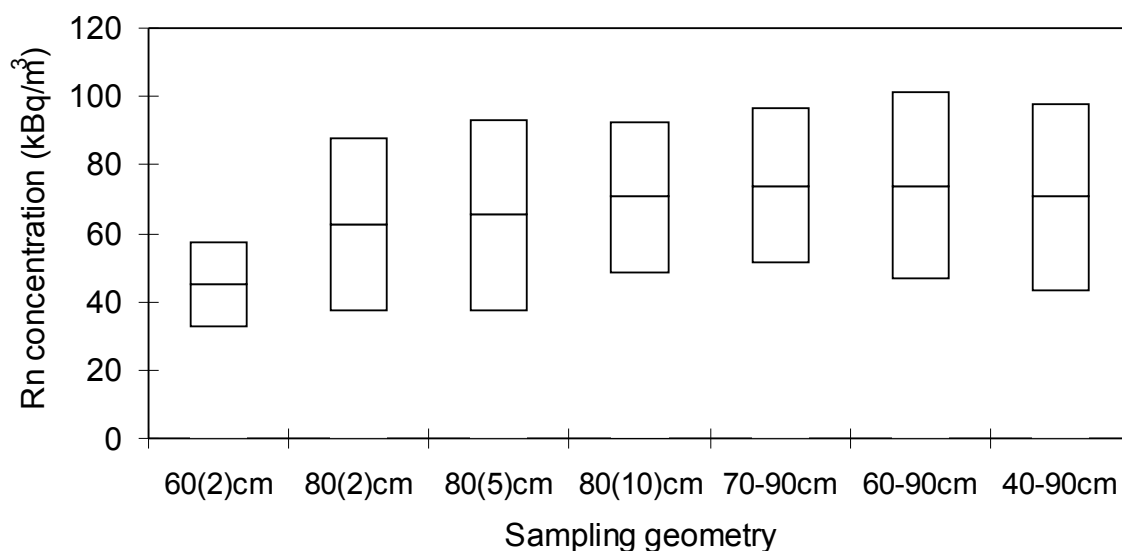


Fig. 5 - Reference area Ptice: Soil gas radon concentration (arithmetic mean \pm standard deviation) vs. sampling geometry

4.3. The influence of variable geometry on measurement results

It can thus be concluded that the measured soil-gas radon concentrations do not depend on the sampling geometry if the soil layer is homogeneous and of low permeability.

A decrease of soil-gas radon concentration with increased dimensions of the active area (i.e. using geometry 70 - 90 cm, geometry 60 - 90 cm, or geometry 40 - 90 cm) indicates that the vertical soil profile is not homogeneous and that the soil permeability is higher at shallow depths.

The perfect sealing of all parts of the equipment is required when soil-gas samples are collected in soils of low permeability.

5. Permeability determination

The original method for classifying the radon risk of foundation soils used direct *in situ* measurements of permeability or particle size analyses (in which the permeability is derived simply from the weight percentage of the fine fraction in a soil sample). The main disadvantages of particle size analyses are that it does not consider other factors influencing soil permeability, such as the natural moisture, density, and effective porosity of the soil. The results of direct measurements are strongly dependent on small-scale variations in the character of the soil. Moreover, the equipment commonly used in the Czech Republic does not enable exact measurements in soils of extremely low or high permeability (results vary by several orders of magnitude). No rules for the statistical evaluation of permeability values, the minimum number of measurements, or for the evaluation of changes in vertical profiles were included in the original method.

This part of the research focused mainly on selecting the most suitable method for determining soil permeability, and on the influence of spatial and seasonal variations on radon risk classification. More detailed information on the results from this research is given in Neznal and Neznal (2003). For better understanding of factors influencing the permeability and the reasons for changes of the uniform method, it is repeated in this section.

5.1. Comparing the methods for permeability determination and field measurement

As the first step, a wide range of approaches used in Czech Republic and other countries for determining the gas permeability of soils and rocks were considered for further investigation (Tanner 1994). These consist mainly of single probe measurements (Damkjaer and Korsbech 1992), dual probe measurements (Garbesi et al. 1993), and the derivation of permeability from factors such as by aqueous permeability (Rogers and Nielson 1991) and grain size analysis. Methods used in fields other than radon risk mapping were also included (Asher-Bolinder et al. 1990, Morris and Fraley 1994). After comparing the advantages and disadvantages of these systems from the professional and economic perspectives, three direct measurement prototypes were prepared. The main goal was to avoid or at least decrease the disadvantages experienced with the RADON JOK equipment.

These three prototypes and the RADON JOK system were tested under various geological conditions. The tests confirmed the expected limitations of the particular methods. The single probe system was chosen for the testing of temporal and spatial variations due to its simplicity and based on its previous results. The measurements were performed at two test areas with distinct geological characteristics: Světice, situated 20 km SE of Prague, with bedrock formed by Ordovician shales, covered by loess loams; and Klánovice, situated in the eastern part of Prague, with bedrock formed by Cretaceous sandstones, covered by sands. The tests were performed monthly during a one-year period. The gas permeability of soils and rocks was measured at 15 points at a depth of 0.8 m (the same depth at which soil gas samples are collected for radon concentration measurements). Other important parameters, mainly soil gas radon concentration and soil moisture, were also determined in the interest of considering any correlations that might arise between the various influencing factors. Data gathered from the Kocanda and Lysá nad Labem test areas (section 8.1.) were also used in the final assessment.

Detailed measurements from 21 other areas have been used for comparing the results of direct *in situ* permeability measurements with those derived from particle size analysis. The assessments based on the description of the variability of several factors in the vertical profile were compared with those based on the results of direct *in situ* measurements and derived from particle size analysis.

5.2. Results of field measurements

In general, a good correlation between the measured parameters was obtained at areas with homogeneous and highly permeable soils. Conversely, correlations between radon concentration and permeability, as well as between permeability and soil moisture, were very weak in environments of medium or low permeability. This conclusion was valid even for highly permeable environments, where relatively high saturation of the upper horizons occurred (Fig. 6).

Concerning the statistical evaluation, it is possible that the individual permeability values are substantially affected by the small-scale of the measured soil volume, especially in areas of medium to low permeability. The statistical evaluation can be affected by the occurrence of high permeability outliers, and by inexact values under the lower limit in cases of extremely low permeability. Thus, a large number of measurements should be required for evaluating direct measurements of permeability.

At most of the 21 areas the final classification based on the vertical profile assessment was consistent with the results of direct measurements, and partly with the data derived

from particle size analysis. Where the permeability derived from particle size analysis is contradictory, the underestimation of permeability is caused mainly by low soil moisture and/or by the occurrence of significant macro- and micro-fissures. Overestimated permeability can be observed especially in fine-grained sands with relatively high soil moisture.

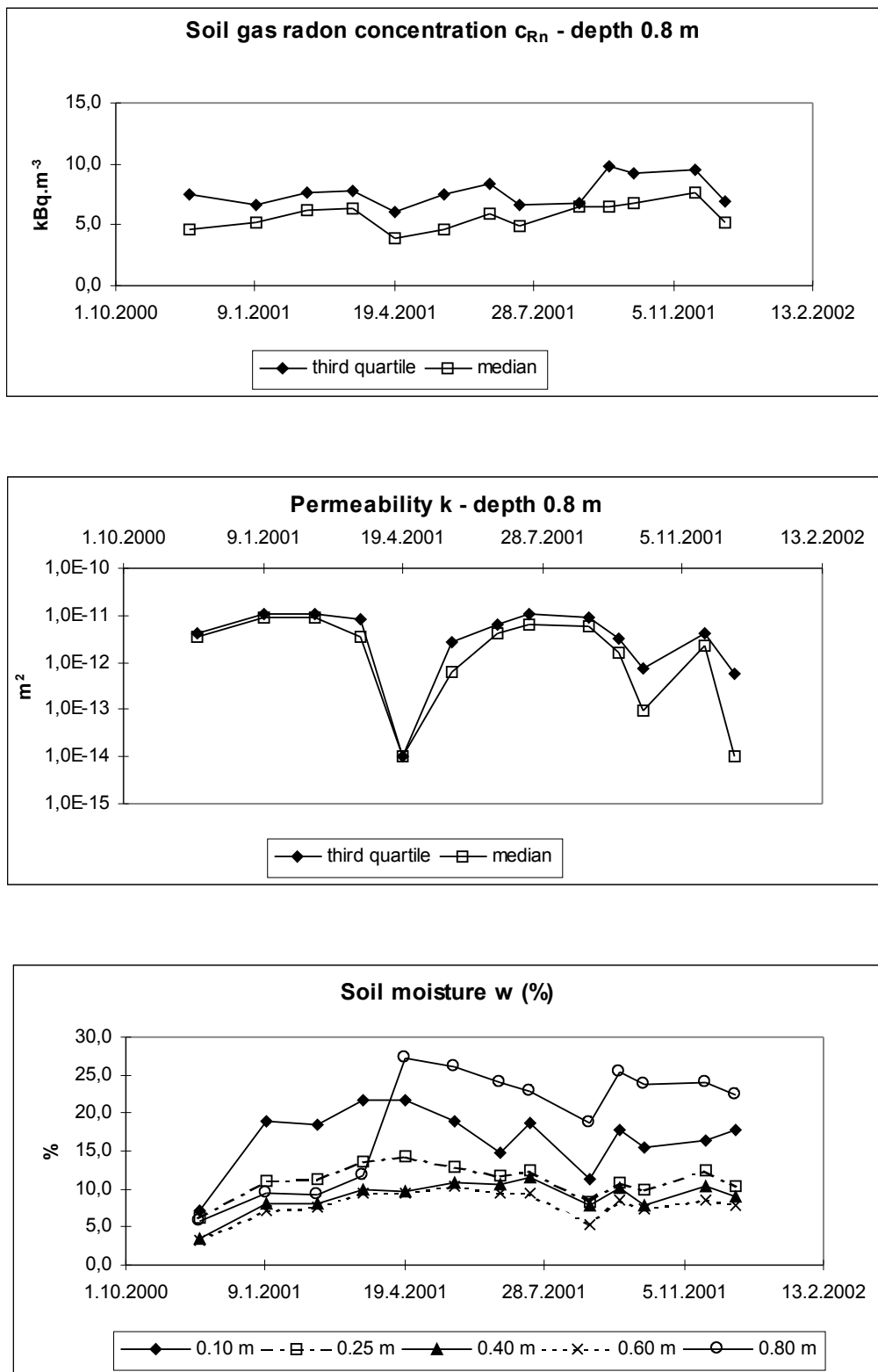


Fig. 6 – Results of measurements at area Klánovice

5.3. Evaluation of permeability

For improving the method for radon risk classification, it is recommended that the permeability of soils be determined by means of a large number of direct *in situ* permeability measurements and/or by the expert evaluation of permeability.

Direct *in situ* permeability measurements should be performed at a depth of 0.8 m under the ground surface. It is recommended that the permeameters based on measuring air flow during suction from the soil, or the pumping of air into the soil under a constant pressure, be used.

For direct *in situ* permeability measurements, the requirements for the number of measurements are the same as for those for soil gas radon concentration, i.e. at least 15 measurements for a single building (with the building site $\leq 800 \text{ m}^2$), or measuring in a 10 x 10 m grid for larger areas (building sites $> 800 \text{ m}^2$). The third quartile of the data set, which diminishes the influence of outliers and of local permeability anomalies, is used as a decisive value for the assessment.

In such cases it is not necessary to describe the vertical soil profile. However, the person responsible for the assessment and final classification must consider the local permeability anomalies and variations, and the data spread.

The expert evaluation of soil permeability is necessary when *in situ* permeability measurements are not performed at all soil gas sampling points. This expert evaluation, which results in classifying the permeability of a site as low, medium, or high, is based on the description of vertical soil profile to a minimum depth of 1 m. This evaluation must be accompanied by at least one of the following methods:

- ⇒ Macroscopic description of samples from a depth of 0.8 m, with the classification of its permeability (low – medium – high). The estimation of the fine fraction (f, particle size $< 0,063 \text{ mm}$) is used for this classification.
- ⇒ Evaluation of the resistance during the suction drawing of soil gas samples for the radon concentration measurements at all sampling points, and estimating the overall permeability category (low – medium – high).

During this evaluation, which strongly depends on personal experience (i.e. on expert, yet subjective knowledge), it is necessary to describe the changes in vertical profile from the surface down to the assumed depth of the building foundation, or to the depth of the assumed contact between the building and the soil.

6. Radon exhalation rate from the ground surface

More detailed information about the research on measuring the radon exhalation rate from the ground surface, as well as a detailed analysis of measurement results, has been presented by Neznal and Neznal (2002).

A uniform method used in the Czech Republic for determining the radon potential of foundation soils is based on measuring the radon concentration in soil gas, and on determining soil permeability. The samples of soil gas are collected at a depth of 0.8 m below the ground surface. When the thickness of soil cover is very low, or when the soil pores are saturated with water, the sample collection at that depth can be complicated or almost impossible. We must therefore ask whether there is another way to assess the soil gas radon concentration.

The radon exhalation rate from the ground surface is one of the factors that characterizes the radon potential of soils, or radon potential of waste materials contaminated by natural radionuclides. Various techniques for determining radon exhalation rates are available, such as the simple accumulator method (Hinton 1985, Anděl et al. 1994, Neznal et al. 1996b, Merta and Burian 2000). However, a serious disadvantage connected with this method is that the ground surface is strongly affected by changing meteorological conditions. Large temporal variations of the radon exhalation rate can therefore be expected.

6.1. The simple accumulator method

The determination of radon exhalation rate using the simple accumulator method is based on measuring the increasing radon concentration in a cylindrical canister placed on the measured surface. During the field survey, cylindrical canisters having a base of 0.08 m² and a height of 0.2 m were used. A single measurement of the radon exhalation involved the determination of rising radon concentrations in four air samples collected from the accumulator in regular 40 or 60 minute intervals. For the determination of other parameters, samples of soil gas for the measurement of soil gas radon concentration were collected from a depth of 0.8 m below the ground surface. Direct *in situ* measurements of soil permeability were made using the RADON-JOK equipment. This latter method is based on a soil-gas withdrawal by means of negative pressure. Soil moisture was determined by comparing the weight of the soil samples before and after drying. Temporal changes in soil moisture were determined using an indirect method based on measuring the di-electric constant of the soil.

6.2. Test sites

The majority of field measurements were performed at four test areas characterized by different geological conditions: Dubnice in northern Bohemia, situated 20 km W of Liberec, with bedrock formed by Cretaceous claystones and sandstones, covered by clayey sands or sandy clays; Stráž, situated in northern Bohemia near the town Stráž pod Ralskem on the uranium mill tailings; Růžená, situated in southern Bohemia 90 km S of Prague, with bedrock formed by durbachites of Central Bohemian pluton, upper horizons formed by weathering crust; and Žibřidice, situated in northern Bohemia 18 km W of Liberec, with bedrock formed by Cretaceous sandstones, covered by fluvial sands and clays. Radon exhalation rates, soil permeability and soil gas radon concentrations were determined at ten measuring points during a single day. Soil moisture was measured in six probes at different depths below the ground surface. Temporal changes of all factors were monitored at four test areas from summer 2000 to summer 2001. The measurements were repeated every second month, i.e. seven times at each area during the testing period.

Two different ways of placing the canisters on the measured surface were tried at the test areas of Dubnice and Stráž: (a) the canister is placed on an undisturbed soil surface and sealed with clay or sandy clay (this method will be referred to as the “surface” method); (b) the upper soil layer is removed and the canister is placed about 10 cm below the ground surface (this method will be referred to as the “-10cm” method).

In September 2001, supplementary measurements of the radon exhalation rate, soil permeability, and soil gas radon concentration were made at the Zdiměřice test area (situated about 5 km SE of Prague, bedrock is formed by Proterozoic shales, upper horizons by clays). This site is characterized by an extremely low soil permeability and by water saturation of the upper soil layer.

6.3. Applicability of the method

A detailed analysis of measurement results has been presented by Neznal and Neznal (2002). The spatial variability of radon exhalation rates was comparable or slightly higher than that of soil-gas radon concentrations. A higher variability was observed when measurements were made under extreme meteorological conditions (such as when the soil surface was frozen or saturated with water, or when strong winds occurred).

The temporal variability of radon exhalation rates were significantly higher than that of soil-gas radon concentration when the soil gas samples were collected from a depth of 0.8 m below the surface. Two different methods of placing the canisters on the surfaces to be measured (the “surface” and the “-10 cm” methods) were tested at two test areas. It was

expected that the latter of the two would be less sensitive to changes in meteorological conditions, but this assumption was not confirmed. The temporal variability of the results obtained by both methods was similar.

In general, the correlations between the radon exhalation rate from the surface and the soil-gas radon concentration, and between the radon exhalation rate and soil moisture, were very weak. This conclusion was valid even for the soil moisture measured at a depth of 0.1 m.

It is therefore concluded that measured values of radon exhalation rate are substantially affected by the conditions of the soil surface. Significantly lower values were observed when the soil surface was frozen or covered by water. Furthermore, a decrease in radon exhalation rate was found at the Růžená test area following compression of the upper soil layer.

Supplementary measurements that were taken at the Zdiměřice area have confirmed that the use of radon exhalation rate is not suitable for the determination of radon potential of soils at building areas with soils that are saturated or of low permeability. If the water saturation of the upper soil layers is connected with a soil's low permeability, the radon exhalation rate from the surface is very low even when the measurements of radon concentration in the soil gas indicate a high radon potential.

For these reasons the radon exhalation rate method cannot be recommended as a standard supplementary method for assessing the radon risk of foundation soils.

7. Instantaneous, integral, and continual measurements of soil gas radon concentration

Evaluating the radon potential of foundation soils is based on the instantaneous values of soil gas radon concentrations measured using Lucas cells. This part of the research focused on integrated and continual measurement techniques, in which we analyzed the applicability of continual and/or integrated measurements of soil gas radon concentration for the classification of radon potential.

7.1. Laboratory and field tests

Following a review of available reports, laboratory tests on the influence of high and low temperatures on the measurement were performed. The response of the scintillometer to a controlled radiation source (alpha emitter) was determined repeatedly at temperatures ranging from -6 to +35 °C. A field test comprised the third step of this research. Short-term temporal variations of the radon concentration in soil gas have been studied by various measuring techniques, including instantaneous methods (grab sampling) using Lucas cells, continuous monitors, and integrated nuclear track-etch detectors.

A detailed description of measurement techniques that were compared, and the results, is given in Neznal et al. (2004).

7.2. Evaluation of the results

The laboratory tests have confirmed that the instrument's response is temperature dependent, especially if the setting of a working high voltage of the photomultiplier is not optimal. During the field measurements, a relatively low variability of soil gas radon concentration appeared during a 72 hour trial period. Different temporal changes were observed when using different methods (an example of the results obtained using two different continual monitors is given in Fig. 7). Much of these changes was probably caused by fluctuations and errors connected with measuring methods themselves and it did not reflect real variations in the measured parameter.

As long as measurements are not performed under extreme meteorological conditions, all of the tested methods are generally applicable for the determination of soil gas radon concentrations. The only significant disadvantage of the continual and integrated methods is their substantially higher cost.

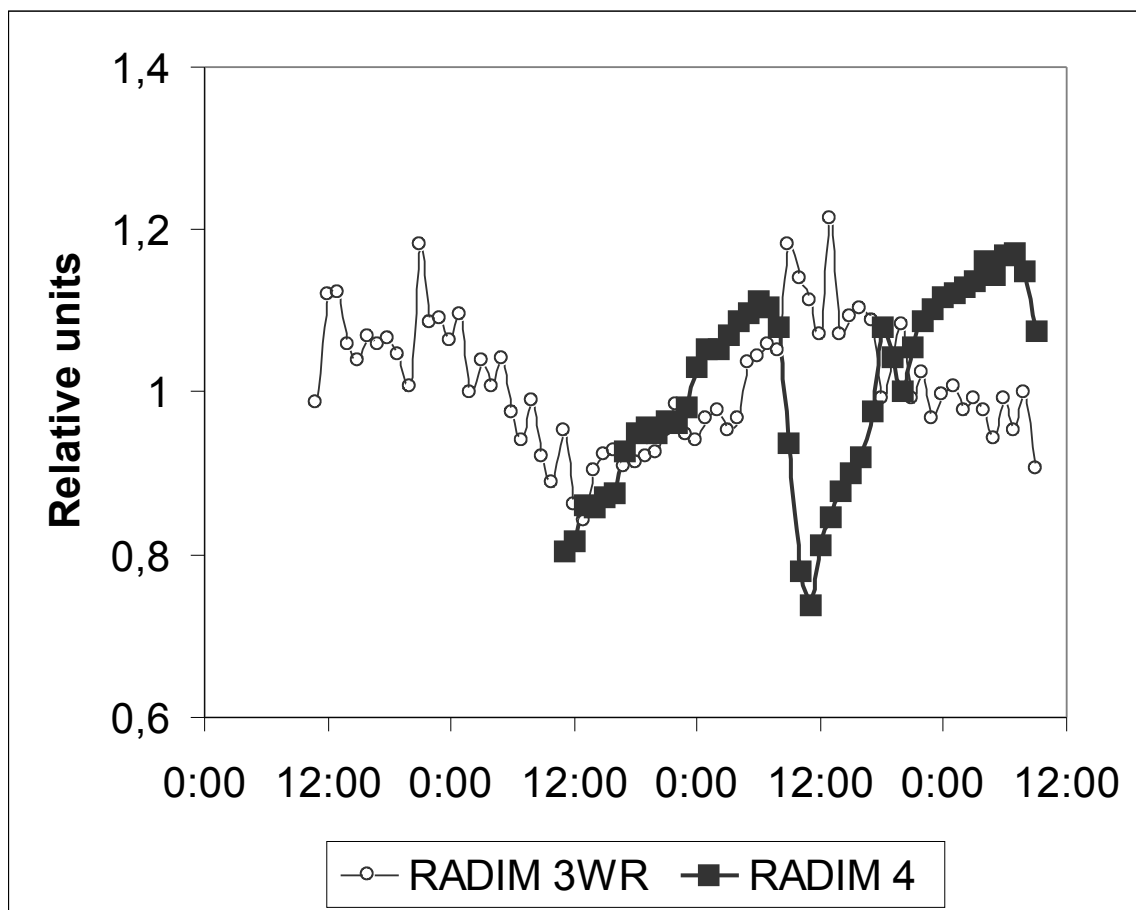


Fig. 7 - Relative temporal variations of soil gas radon concentration - continual monitors (RADIM)

8. Geological parameters and their impact on the final assessment of radon potential of soils

The method that had been used for radon risk classification in the Czech Republic since 1994 (Barnet 1994) is based on the assessment of the radon concentration in soil-gas and on the degree to which the soil and rocks are permeable to gasses. Thus, permeability is one of the main factors for the final radon risk classification of building sites.

The final assessment of permeability can be very difficult in some cases, especially when the spatial variability of permeability is very large (Ball et al. 1981, Tanner 1991). It is therefore of interest to search for other factors that are similarly effective in describing the radon potential, and to attempt to substitute them for permeability. We have therefore studied the advantages and disadvantages of using various factors (such as soil moisture, saturation, effective porosity, porosity, density, and bulk density) for the purpose of radon risk classification. This research considers vertical and horizontal changes in the soil profile, the seasonal variability of conditions, and the availability of measuring methods and equipment.

8.1. Tested parameters

For comparing the advantages and disadvantages of using various parameters toward radon risk classification, we have performed measurements at two test areas with different, yet homogeneous, geological conditions: Lysá nad Labem, situated at the eastern part of the town, 40 km E of Prague, bedrock formed by Cretaceous sediments, Quaternary cover by fluvial sands; and Kocanda, situated 50 km E of Prague, bedrock formed by Proterozoic paragneiss, covered by loess and loess loam. When selecting the parameters and measuring methods for testing, economic issues were considered to be very important, as the measuring methods should be used in commercial practice. We therefore concentrated mainly on *in situ* measurements. The following parameters were chosen for consideration: permeability, soil moisture, porosity, water saturation, and the mass percentage of various size fractions. These factors were measured, along with soil gas radon concentrations, at 15 points at various depths each month during a one-year period. Some data from measurements at the Klánovice and Světice areas (section 5.1.) were also used.

8.2. Applicability of various parameters

In general, a good correlation between the measured parameters was obtained at areas with homogeneous and highly permeable soils. The correlation coefficients between median values at the Lysá nad Labem test area (with homogeneous upper soil layers, characterized by low soil gas radon concentrations and high permeability) are as follows:

$$\begin{array}{ll} c_{Rn}(0.8m)/c_{Rn}(0.4m) = 0.92 & k(0.8m)/k(0.4m) = 0.83 \\ c_{Rn}(0.8m)/k(0.8m) = -0.68 & c_{Rn}(0.4m)/k(0.4m) = -0.60 \\ c_{Rn}(0.8m)/w(0.1m) = 0.70 & k(0.8m)/w(0.1m) = -0.52 \\ c_{Rn}(0.8m)/w(0.25m) = 0.88 & k(0.8m)/w(0.25m) = -0.66 \end{array}$$

Note: Values in brackets represent the depth below the surface; c_{Rn} is soil gas radon concentration, k is permeability, w is soil moisture.

Conversely, the correlations between soil-gas radon concentration and soil permeability, and between permeability and the soil moisture and other parameters, were often very weak in environments of medium or low permeability. An example from the

Kocanda test area is illustrated in Fig. 8. Although this area can be described as having homogeneous upper soil layers, the large spatial and vertical changes in permeability and other factors do not allow any correlations between the measured parameters. Permeability values are strongly affected by small scale variations in the character of the soil. A similar situation occurred even in highly permeable environments, where there was relatively high saturation of the upper soil horizons (such as at the Klánovice test area).

These results were followed up by repeated measurements of soil gas radon concentrations and soil permeability in the area of Prosek in Prague 9, where there is substantial variability in the upper soil horizons (the upper horizons are formed of loess, while the bedrock is of Cretaceous sandstone). Lower soil gas radon concentrations corresponding to higher permeability before a process of compaction and lime stabilization occurred at this site, and the higher concentrations corresponding to lower permeability following these changes resulted in the same classification of radon potential.

For improving the method of radon risk classification, it is recommended that all factors be evaluated, including their variation within the vertical profile from the surface down to the assumed level of the building's foundations, or to the assumed level of the contact between the building and the soil. It is necessary to describe the following parameters: permeability, grain size, soil moisture, degree of saturation, effective porosity, porosity, density, bulk density, compactness, thickness of Quaternary cover, weathering character of the bedrock, and any modification of the soil layers by anthropogenic activities.

9. Radon availability

The two main factors used in classifying the radon risk of foundation soils are soil gas radon concentration and soil permeability. The evaluation of these factors was semi-quantitative (see Tab. 1 in section 2.5.2.) in the original method commonly used in the Czech Republic (Barnet 1994). The classification of permeability is based on the description of the vertical soil profile. For assessing the soil gas radon concentration, the third quartile (= the 75th percentile) of the set of measured values is the decisive value.

For the practical application of radon survey results toward selecting optimum building technology, it would seem useful to define a single parameter for characterizing the radon potential of soils. This parameter is usually called radon availability, though for the transition to the new method we used radon potential of the building site (RP). This parameter should enable the more exact characterization of radon risk, especially when the measured values are close to the limits that separate the different risk categories.

Different approaches and models for assessing radon availability have been studied and tested.

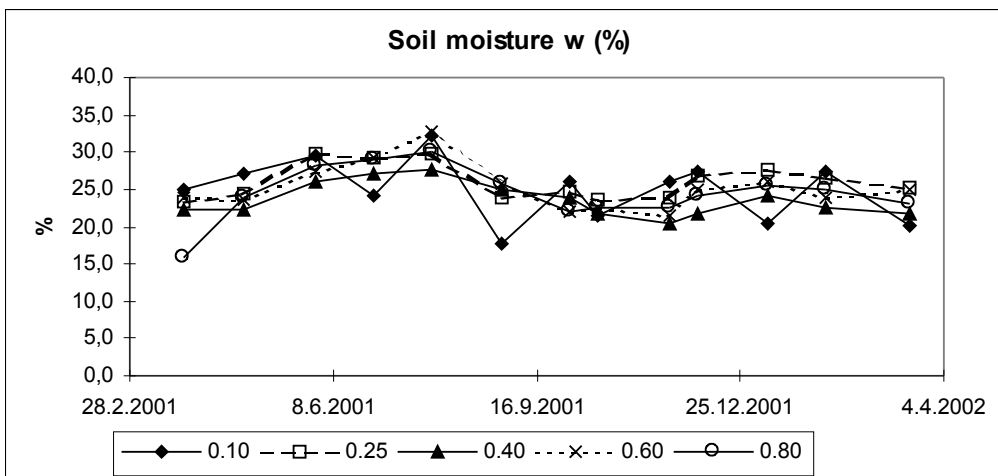
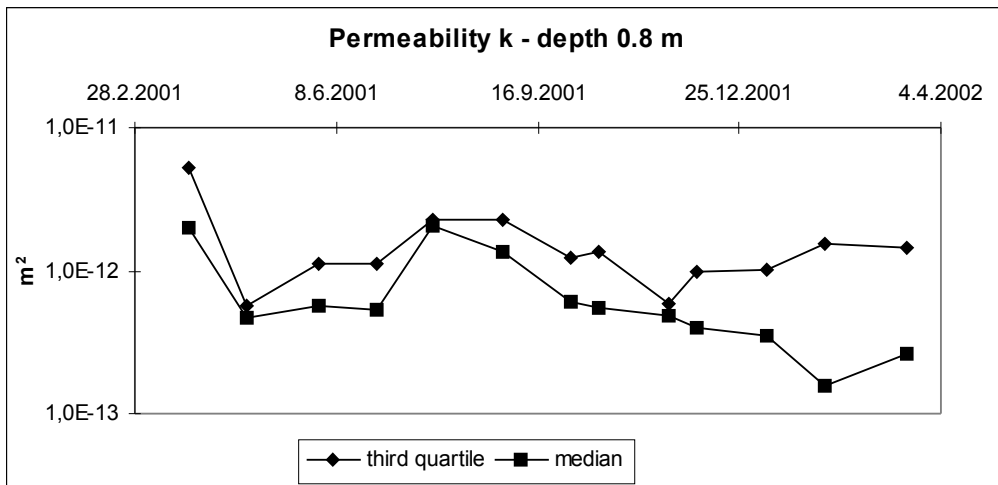
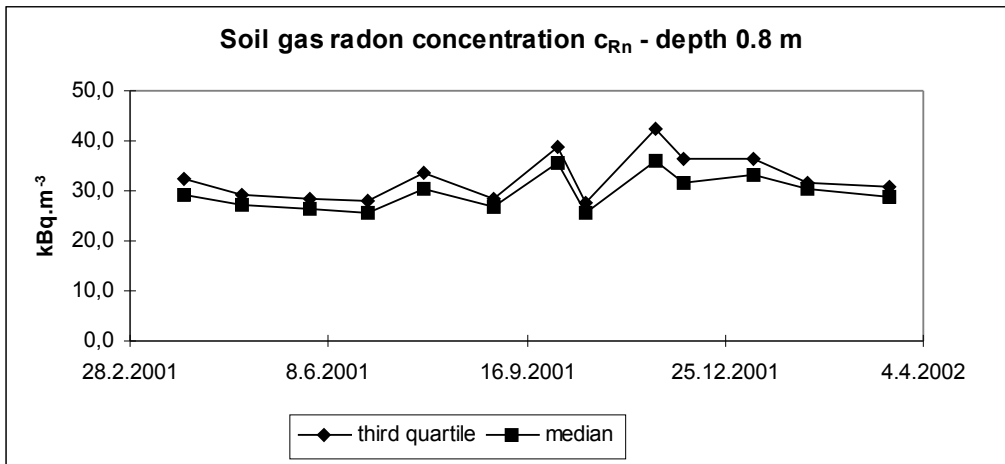


Fig. 8 – Results of measurements at area Kocanda

9.1. Tested models

Based on a review of the available scientific papers, five different radon availability models were studied in detail. However, several problems appeared in connection with finding a common procedure for testing the different models.

Another complication is that there is no system of standardizing soil permeability measurements, and thus the comparison of permeability data obtained by using different methods is difficult.

Finally, three radon availability models were chosen for testing. The approach originally proposed by Surbeck et al. (1991), and modified later (Surbeck and Johner 1999), is based on the determination of soil gas radon concentration and soil permeability. Radon availability is then expressed as $RA = c_{Rn} \cdot k$, or $RA = c_{Rn} \cdot (k)^{1/2}$, where c_{Rn} is soil gas radon concentration, and k is permeability. An approach that is similar to the Czech one was proposed by Kemski et al. (1996). In this system, soil gas radon concentration and soil permeability are measured, and radon availability is expressed as a radon index, ranging from 0 to 6. The measuring methods and the limits separating the radon risk categories (radon index) in this model are little different than in the Czech system. The last radon availability model that we tested (Neznal et al. 1995) is described in detail in section 2.5.1. (as radon potential).

In the interest of minimizing the errors caused by the lack of standardization of soil permeability measurements, the permeability limits of all models were modified to be comparable to the Czech ones. Two versions of all the above mentioned models (referred to as Surbeck I, Surbeck II, Kemski I, Kemski II, Neznal I, and Neznal II) were tested using existing data on soil gas radon concentrations and soil permeability from the records of the RADON corporation. These measurements had been made at 25 building sites. The Surbeck I version is based on multiplying the soil gas radon concentration by the permeability, whereas Surbeck II involves the multiplication of the soil gas radon concentration by the square root of the permeability. Both versions of the Kemski model use the same limits of soil gas radon concentration for separating the categories of radon risk (10 kBq.m⁻³, 30 kBq.m⁻³, 100 kBq.m⁻³ and 500 kBq.m⁻³), but use different permeability limits (Kemski I: 4.10⁻¹² m² and 4.10⁻¹³ m²; Kemski II: 4.10⁻¹² m² and 4.10⁻¹⁴ m²). The Neznal I model describes the limits and the RA parameter in the following form:

$$- \log k = 1/10 \cdot c_A - (1/10 + \log 1E-10) = 0,1 c_A + 9,9$$

$$- \log k = 1/35 \cdot c_A - (1/35 + \log 1E-10) = 0,0286 c_A + 9,971$$

$$RA = (- \log k - 10) / (c_A - 1),$$

The slopes of the lines are given by the values 1/10 and 1/35, and their intersection corresponds to the values of $c_A = 1 \text{ kBq/m}^3$, and $k = 1\text{E-}10 \text{ m}^2$.

The Neznal II model has a larger interval for medium permeability. The equations describing the limits and the RA parameter are as follows:

$$-\log k = 2/10 \cdot c_A - (2/10 + \log 2,524\text{E-}9) = 0,2 c_A + 8,398$$

$$-\log k = 2/35 \cdot c_A - (2/35 + \log 2,524\text{E-}9) = 0,0571 c_A + 8,540$$

$$RA = (-\log k - 8,598) / (c_A - 1),$$

The slopes of the lines are given by the values 2/10 and 2/35, and their intersection corresponds to the values of $c_A = 1 \text{ kBq/m}^3$, and $k = 2,524\text{E-}9 \text{ m}^2$.

The maximum values or the third quartiles were chosen as the decisive values for sets of soil gas radon concentration data. For soil permeability, the median values or the third quartiles were used. Radon index values obtained using different models were compared to those determined in accordance with the original Czech method. A comparison of the models is illustrated in Fig. 9. We also tested the reproducibility of the classifications, for which the results of repeated measurements at several test areas were used.

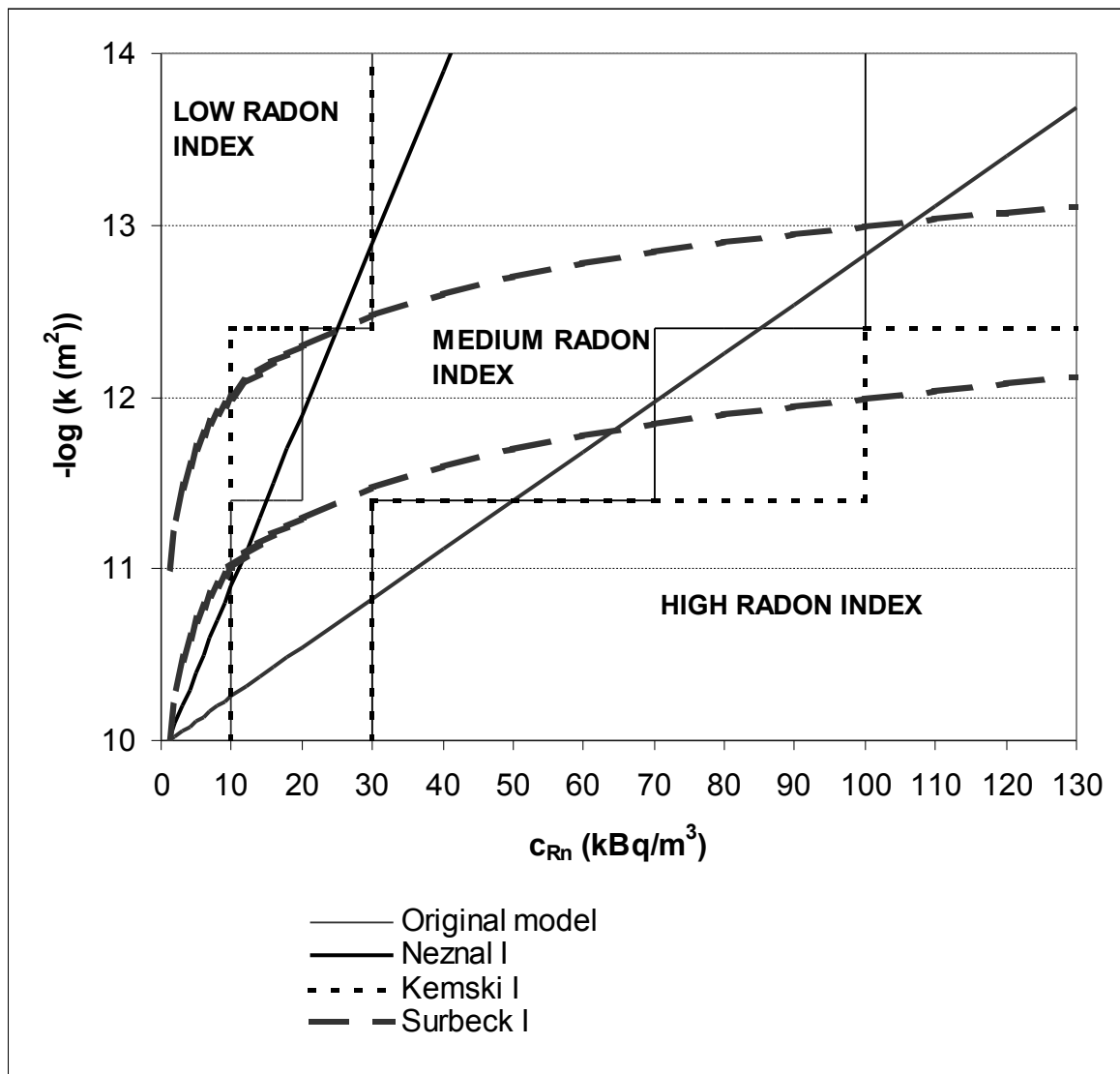


Fig. 9 - Different models of radon availability

9.2. Comparison of the different approaches

Significant agreement between the results obtained using the original method and the Neznal and Kemski models was observed. This is due to the similarity of the boundary values in these models (see Tab. 3). The assessment from the Surbeck models was a little different. In the majority of cases, the best agreement was found for the third quartile of the soil gas radon concentration values and for the third quartile of soil permeability values.

Disparity between the results of the various methods mainly concerned building areas whose assessments were close to the boundaries of the radon index classes. These discrepancies are usually due to the variable classification of soil permeability by different assessment methods (*in situ* measurements vs. description of vertical soil profile). The reproducibility of the classifications was relatively good for all models. By comparing the

different radon availability models, we conclude that they are all generally applicable. Variable evaluation results were caused mainly by the inconsistent classification of soil permeability (at some areas, the soil permeability derived from the description of the vertical soil profile was lower than the soil permeability measured *in situ*).

In the interest of maintaining continuity in classifying the radon risk of foundation soils, the Neznal I model is recommended for use in the improved radon risk assessment method. This model is general and amenable to modification; for example, in defining additional boundary regions between the low and medium, and between the medium and high radon indices.

Table 3 : Comparison of evaluation results obtained using different radon availability models with results of the original model at 25 areas

Decisive values	Surbeck I		Surbeck II		Neznal I		Neznal II		Kemski I		Kemski II	
	A	D	A	D	A	D	A	D	A	D	A	D
maximum c_{Rn} ; median k	11	14	12	13	22	3	21	4	20	5	21	4
maximum c_{Rn} ; 3 rd quartile k	11	14	13	12	18	7	22	3	20	5	21	4
3 rd quartile c_{Rn} ; median k	9	16	14	11	18	7	21	4	21	4	24	1
3 rd quartile c_{Rn} ; 3 rd quartile k	13	12	15	10	21	4	21	4	24	1	24	1

(A = agreement; D = disagreement; c_{Rn} = soil gas radon concentration; k = permeability)

10. The establishment of radon reference sites for testing soil gas radon concentration in the Czech Republic

Radon reference sites serve for the comparative measurement of the concentration of radon (^{222}Rn) activity in soil gas, and for verifying the consistency of results. Organizations that professionally determine the radon indices of building sites in the Czech Republic must undergo testing at radon reference sites as a prerequisite for earning an official permit for this activity from the State Office for Nuclear Safety (Act No. 18/1997). Radon reference sites are selected natural sites exhibiting distinct levels of radon in the soil, a homogeneous radon distribution, and suitable soil thickness and permeability enabling soil gas sampling at the depth of 0.8 m. Furthermore, the geological structure at the sites is known, and the concentrations of natural radionuclides of K, U and Th in the soils, and the temporal changes of radon activity in the soil gas have been investigated. An additional requirement for these sites is that they must be accessible by car, and the distances

between them should be small. More information about this research is available in Matolín 2002.

10.1. Radon reference sites in the Czech Republic

The selection and investigation of radon reference sites were based on radon detection, gamma-ray spectrometry, geoelectrical measurement, shallow seismic measurement, shallow drilling, and the *in situ* measurement of soil permeability.

Three new radon reference sites have been established 60 km SW of Prague, in the area of the town of Milín. These radon reference sites are situated in meadows, and each has 15 fixed stations within a 5 x 5 m grid. The Cetyně reference site, situated 5 km SE of Milín, lies in an area of leucocratic biotite orthogneiss covered by sandy loams and loamy sands. The mean values of activity concentration of radon (31.6 kBq.m⁻³) and thoron (44.7 kBq.m⁻³) are based on repeated field measurements throughout a period of one year. The permeability of the soil at the reference site is variable.

The Bohostice reference site, situated 7 km SE of Milín, lies in an area of leucocratic biotite orthogneiss covered by sandy loams and loamy sands. The mean value of radon activity concentration is 51.8 kBq.m⁻³, and that of thoron is 39.7 kBq.m⁻³. Soil gas sampling is easy at this site. The Buk reference site, situated 2 km NNE of Milín, lies in an area of medium grained biotite and amphibole-biotite granodiorite of the Central Bohemian pluton. The surface cover is formed by eluvial sandy soil from the basement rocks. The mean value of radon activity concentration at this site is 154.7 kBq.m⁻³, while that of thoron is 119.5 kBq.m⁻³. The soil cover exhibits a high permeability, making soil gas sampling easy. The characteristics of the of radon reference sites in the Czech Republic are given in Tab. 4.

Table 4 : Signatures of radon reference sites in the Czech Republic

Parameter	Reference area		
	Cetyně	Bohostice	Buk
²²² Rn, mean of medians/year (kBq/m ³)	31,6	51,8	154,7
²²² Rn, distribution/ref. site, coeff. of var. V	0,39	0,17	0,27
²²⁰ Rn, mean of medians/year (kBq/m ³)	44,7	39,7	119,5
²²⁰ Rn, distribution/ref. site, coeff. of var. V	0,31	0,29	0,23
U, (ppm eU)	2,0	2,3	3,6
Th, (ppm eTh)	8,9	7,0	13,8
Permeability of soil	L, (M), H	(L), (M), H	H
Moisture content of soil (%)	16,8 – 24,4	15,1 – 21,5	9,7 – 14,8

Soil gas permeability: L – low, M – medium, H – high

10.2. Temporal variations in the characteristics of the reference sites

The range in temporal variations at the reference sites has been estimated from repeated measurements. Radon (^{222}Rn) and thoron (^{220}Rn) activity concentration in the soil gas, the permeability of the soils, the degree soil moisture, and the temperature of atmospheric air were monitored within the one-year period from 2000 to 2001. The resulting data show the range in temporal variations of these factors, and illustrate the effects of climate at each site.

10.3. Testing the reliability of radon measurements in soil gas

The reliability of measuring the concentration of radon activity in soil gas is tested by comparative measurements at radon reference sites. The resulting radon data collected by the official testers during a single day is compared with that of the site administrator, and with the data set of all preceding measurements at the particular reference site. An official tester from a radon testing organization measures the radon concentration at 15 fixed stations at each reference site. The resulting ^{222}Rn data, expressed in kBq/m^3 , is subjected to a statistical analysis by the TestMOAR computer program (compiled by M. Bartoň). This analysis entails three individual data treatment procedures.

Test 1 compares the radon data collected by an official tester at each station of three reference sites, with the median value of the radon data reported by other participants on the same day at the same station. The level of confidence applied to this test is $\alpha = 1\%$.

Test 2 determines the tightness of the regression between the radon data reported by an official tester at each station of the reference sites and the median values reported by other participants on the same day. The test is run at the level of confidence $\alpha = 1\%$.

Test 3 calculates arithmetic means from the radon concentration values reported by the participants for particular reference sites, and normalizes these data in two steps. First, the data are normalized to the mean radon values determined by the administrator of the reference sites. Secondly, these normalized values are compared to the mean values of all preceding measurements of each parameter at a particular reference site in the past. The ideal normalized value is 1, though values within the range of 0.7 – 1.3 are acceptable. Test 3 eliminates temporal changes in the measurements, and is run separately for each reference site.

The results generated by the Test MOAR program give the calculated radon data and the critical values of the applied tests.

The new radon reference sites (Matolín et al. 2001) have been functional since the year 2000. They are important for confirming the accuracy of radon data collected in the field, and thus play a crucial role in radon risk mapping at building sites and toward the global radionuclide data standardization (IAEA, in print).

11. Verification of the new methodology for radon risk mapping

The previous method of radon risk assessment (Barnet 1994) was also used for the measurement of test areas for radon risk mapping. These data serve as a the basis for compiling radon risk forecasting maps on the scale of 1: 50 000, which are useful for prioritizing the distribution of the indoor radon detectors and for efficiently detecting areas at which higher concentrations of indoor radon activity frequently occur (Barnet et al. 2003).

After the formulating the new method, it was necessary to verify its applicability for this purpose. The reliability of these maps was analyzed at the same time.

11.1. Use of new methodology for radon risk mapping

Different approaches to radon risk mapping are used at present (Appleton and Miles 2002, Kemski et al. 2002). Since 1999 the CGS has been publishing radon risk maps in printed form and on CD-ROM using its own data or that from the Radon Risk Association. By the end of 2003, 154 map sheets were finished from a total coverage of 214 maps. The construction of radon risk maps is based on vectorized geological maps (of 1: 50 000 scale) published by the CGS. The procedure is described in the paper by Mikšová and Barnet (2002). The radon risk-index category in particular rock types is determined by measuring soil gas radon concentration and soil permeability at test sites. On each map sheet, a minimum 20 measured sites are selected in different geological units, and at every site 15 random points are measured. At present, 9000 test sites are stored in a database. Four different categories of radon index are used in the maps: low, intermediate, medium, and high.

The results obtained from a single test area with 15 sampling and measuring points serve as the basis for the formation of radon maps. The differences between the new method and the previous one are minor from the perspective of mapping, as the extent of the minimal set of measurements and the decisive statistical parameters are the same. The risk assessment is based on the determination of radon potential (the radon index of a building site), and the radon indices of buildings are not relevant to mapping. The newly

modified method can be used toward constructing radon risk forecast maps, i.e. for field measurements at test sites and for adding to extant databases.

11.2. Reliability analysis of the radon risk forecast maps 1 : 50 000

The reliability of radon risk prediction maps were analysed by comparing data from detailed radon surveys with data from the corresponding radon maps of the geological bedrock. The following cases were used in this comparison:

a) Areas at which all radon index categories are found, with major occurrences of the higher categories (map sheet Říčany, 13-31, 1: 50 000). The results of 37 randomly chosen radon surveys were compared. The reliability of the map sheet was 62.2 %, for the low, intermediate, and medium radon indices. The discrepancies between the results of the surveys and the radon index category assumed from the map were caused by local geological conditions, especially the presence of Quaternary sediments.

b) Areas at which the low to intermediate categories of radon index were predicted (map sheet Štětí, 02-44, 1: 50 000). The results from 19 areas were compared. In this case the areas were chosen with respect to morphology and other factors. The expected higher radon index was confirmed at most of these sites. The occurrence of relatively large areas of low radon index categories, which were reliably assigned to these areas, is due mostly to homogenous geological conditions. There is no way to specify and describe detailed geological structure in geological maps of 1: 50 000 scale.

c) Areas at which local and regional geological data were compared for the purposes of radon index category assessment (map sheet Beroun, 12-41, 1:50000, Chaby area). An area of about 400 x 400 m was surveyed in a 10 x 10 m grid, which involved 1689 soil gas radon concentration measurements. Differences between the indications from the map and the data from the survey were substantial. The spatial distribution of radon indices was induced by variations in the geological conditions, which can only be characterized after a thorough geological survey. A geological map of 1: 50 000 scale cannot register such details.

d) Areas at which homogeneous geological conditions and homogeneous radon indices of the building site were expected (map sheet Mělník, 12-22, 1:50000, Kly area). Judging from the data derived from the 1:50000 scale map, a highly permeable environment with intermediate radon index was assumed. A total 150 samples of soil gas were taken in a 10x10 m grid, and the entire area was classified as having a low radon index. When enough information on the local geological conditions is available, the radon potential can be more accurately predicted.

The newly modified method can be widely used for evaluating measurements at selected sites for the construction of radon risk forecast maps.

The analysis of the reliability of these maps also addressed the possibility of preparing predictive maps, the reliability of which would be high enough so as to define areas where radon risk assessment would not be necessary (i.e. where the degree of radon risk could be derived from the map). The analysis has shown that variations between local and regional geological structure, and of particular lithological units throughout the entire Czech Republic, are very substantial. It is not possible to make predictive maps that can define areas with 100% low radon index. Neither can we establish a minimum number of required measured areas for assessing the radon risk at particular geological units, even when their dimensions are known. The number of such areas is proportional to the inhomogeneity of geological conditions.

The method of constructing radon risk maps is based on the generalization of data acquired within the Czech Republic. Due to the map scale constraints, these maps cannot include detailed descriptions of the geological structure, and thus cannot be used for directly predicting the radon risk of particular building sites.

Acknowledgement

This survey was supported by the State Office for Nuclear Safety, Prague, Research and Development project No. R/2/2000.

References

Anděl P, Neznal M., Maňák J., Pribáň V. (1994): Radon flux from uranium mill tailings in Mydlovary. In: Barnet I., Neznal M. eds.: Radon investigation in CR. Vol. 5. Czech Geological Survey, Prague, pp. 74-80.

Appleton D., Miles J. (2002): Mapping radon-prone areas using integrated geological and grid square approaches. In: Barnet I., Neznal M., Mikšová J. eds.: Radon investigations in CR. Vol. 9. Czech Geological Survey, Prague, pp. 34 - 43.

Asher-Bolinder S., Owen E. D., Schumann R. R. (1990): Pedologic and Climatic Controls on RN-222 Concentrations in Soil Gas, Denver, Colorado, Geophysical Research Letters, Vol. 17, No. 6, pp. 825-828.

Ball B.C., Harris W., Burford J.R. (1981): A Laboratory Method to Measure Gas Diffusion and Flow in Soil and Other Porous Materials, Soil Sci. 32, pp. 323-333.

Barnet I. (1994): Radon risk classification for building purposes in the Czech Republic. In: Barnet I., Neznal M. eds.: Radon investigations in CR. Vol. 5. Czech Geological Survey, Prague, pp. 18-24.

Barnet I., Mikšová J., Fojtíková I. (2003): Indoor-soil gas radon relationship in the Central Bohemian Plutonic Complex. 7th Int. Conf. On Gas Geochemistry, Extended Abstracts, pp. 65-67, Freiberg, Copernicus GmbH.

Damkjaer A., Korsbech U. (1992): A Small-Diameter Probe for In-Situ Measurements of Gas Permeability of Soils, Radiation Protection Dosimetry, Vol. 45 No. 1/4, pp. 85-89.

Garbesi K., Sextro R.G., Fisk W.J., Modera M.P., Revzan K.L. (1993): Soil-gas Entry into an Experimental Basement: Model Measurement Comparisons and Seasonal Effects, Environmental Science and Technology, Vol. 27, No. 3, pp. 466-473.

Hinton T.C. (1985): Radon flux from reclaimed uranium mill tailings. Health Phys. 48(4), 421-427.

IAEA (in print): Status of Radioelement Mapping – Towards a Global Radioelement Baseline

Kemski J., Klingel R., Siehl A. (1996): Classification and mapping of radon-affected areas in Germany. Env. International 22 (Supl. 1): 789 – 798.

Kemski J., Klingel R., Siehl A., Stegemann R. (2002): Radon maps and radon transfer from ground to houses in Germany.- Symp. Natural Radiation Environment, Book of abstracts, National Technical University of Athens, p. 377.

Matolín M. (2002): Radon reference sites in the Czech Republic In: Barnet I., Neznal M., Mikšová J. eds.: Radon investigation in CR. Vol. 9. Czech Geological Survey and Radon corp., Prague, pp. 26-33.

Matolín M., Bartoň J., Jáně Z., Karpíšek P., Stehlík E., Zoc J., Zocová J. (2001): Development of test radon reference sites for radon activity concentration in soil air. Report, Charles University in Prague, Faculty of Science, Prague (in Czech).

Matolín M., Jáně Z., Neznal M., Neznal M. (2000): Geometry of soil gas sampling, soil permeability and radon activity concentration. In: Barnet I., Neznal M. eds.: Radon investigation in CR. Vol. 8. Czech Geological Survey and Radon corp., Prague, pp. 27 -29.

Matolín M., Prokop P. (1991): Statistical significance of radon determination in soil air. In: Barnet I. eds.: Radon investigation in CS. Vol. 2. Czech Geological Survey, Prague, pp. 20-24.

Merta J., Burian I. (2000): Radon flux: New experience and results. In: Barnet I., Neznal M. eds.: Radon investigation in CR. Vol. 8. Czech Geological Survey and Radon corp., Prague, pp. 30-35.

Mikšová J., Barnet I. (2002): Geological support to the National Radon Programme (Czech Republic) - Bulletin of the Czech Geol. Survey, 77,1, pp.13-22. Prague.

Morris C. R., Fraley L. Jr. (1994): Soil Permeability as a Function of Vegetation Type and Soil Water Content, Health Physics Vol. 66, No. 6, pp. 691-698.

Neznal M., Matolín M., Just G., Turek K. (2004): Short-term temporal variations of soil gas radon concentration and comparison of measurement techniques. Radiat. Prot. Dosim., Vol. 108, pp. 55 – 63.

Neznal M., Neznal M. (2002): Measurement of radon exhalation rate from the ground surface: can the parameter be used for a determination of radon potential of soils? In: Barnet I., Neznal M., Mikšová J. eds.: Radon investigation in CR. Vol. 9. Czech Geological Survey and Radon corp., Prague, pp. 16-25.

Neznal M., Neznal M. (2003): Permeability as one of main parameters for radon risk classification of foundation soils, 7th International Conference on Gas Geochemistry, Book of extended abstracts, Technische Universitat Freiberg, p. 70-71.

Neznal M., Neznal M., Šmarda J. (1994a): Evaluation of soil-gas radon concentration data - some remarks. In: Barnet I., Neznal M. eds.: Radon investigations in CR. Vol. 5. Czech Geological Survey, Prague, pp. 37-41.

Neznal M., Neznal M., Šmarda J. (1994b): Variability of radon with depth in various soil profiles. In: Barnet I., Neznal M. eds.: Radon investigation in CR. Vol. 5. Czech Geological Survey, Prague, pp. 55-61.

Neznal M., Neznal M., Šmarda J. (1995): Radon risk classification of foundation soils and other radon measurements by private firms. Bulletin Scientifique de l'Association des Ingénieurs Électriciens Sortis de l'Institut Montefiore (3), pp. 31 - 34

Neznal M., Neznal M., Šmarda J. (1996a): Assessment of Radon Potential of Soils - A Five-Year Experience, Environ. Int. 22, S819-828.

Neznal M., Sokol, A., Thomas, J. (1996b): Radon contamination of natural gas in a storage cavern. Env. International 22: S425-S427.

Reimer G.M. (1990): Reconnaissance technique for determining soil gas radon concentrations, an example from Prince Georges County, Maryland. Geophysical research Letters, 17, 809 – 812.

Rogers V.C., Nielson K.K. (1991): Correlations for Predicting Air Permeabilities and ²²²Rn Diffusion Coefficients of Soils, Health Physics Vol. 61, No. 2, pp. 225-230.

Surbeck H. et al. (1991): Radon in Switzerland. Proceedings of the Int. Symposium on Radon and Radon Reduction Technology, Philadelphia.

Surbeck H., Johner H.U. (1999): Soil gas measurements below foundation depth improve indoor radon prediction. Proceedings of the Conference on Radon in the Living Environment, Athens, pp. 449 - 455.

Tanner A.B. (1991): Methods of Characterization of Ground for Assessment of Indoor Radon Potential at a Site. In Gundersen, L.C.S.; and Wanty, R.B.; eds.; *Fields Studies of Radon in Rocks, Soils and Water*, U.S. Geol. Survey Bulletin No. 1971, pp. 1-18.

Tanner A.B. (1994): Measurement and Determination of Radon Source Potential, A Literature Review.

Abstrakt

Hodnocení radonového rizika základových půd je nedílnou součástí Radonového programu České republiky. Předložená práce shrnuje výsledky výzkumného projektu zaměřeného na detailní studium podmínek uvolňování radonu z podložních hornin a zemin do objektů, na hodnocení jejich vlivu a klasifikaci radonového indexu stavebních pozemků. Radonový index pozemku vyjadřuje míru rizika uvolňování radonu z podloží do budov a numericky může být vyjádřen jako radonový potenciál pozemku. Radonový index stavby odráží požadovanou míru radiační ochrany stavby, která je závislá na vlastnostech podložních hornin a zemin i na typu založení stavby. Byla navržena nová metodika stanovení radonového indexu. Ve srovnání s metodikou používanou od r. 1994 nová metodika umožňuje přesnější klasifikaci v hraničních případech a měla by přispět k fundovanější ochraně staveb před radonem.

1. Úvod

Předložená práce shrnuje výsledky tříletého výzkumného úkolu zadaného Státním úřadem pro jadernou bezpečnost (SÚJB) v r. 2000. Řešitelem úkolu byla firma RADON v.o.s., na výzkumu, terénních pracích, zpracování výsledků a sestavení výsledného textu se dále podíleli pracovníci Přírodovědecké fakulty University Karlovy v Praze a České geologické služby. Text byl připomínkován pracovníky Státního úřadu pro jadernou bezpečnost, Státního ústavu radiační ochrany a Státního ústavu pro jadernou, chemickou a biologickou ochranu. Cílem výzkumného úkolu bylo sestavit novelizovanou metodiku stanovení radonového indexu na stavebních pozemcích, která by se stala po schválení Státním úřadem pro jadernou bezpečnost závaznou pro všechny odborníky, firmy a státní subjekty, provádějící tento typ měření. Pro tuto činnost je nutno získat Povolení Státního úřadu pro jadernou bezpečnost. Získání tohoto Povolení je podmíněno kromě jiného i účastí na odborném kurzu pořádaném Přírodovědeckou fakultou University Karlovy v Praze, úspěšným absolvováním zkoušek zvláštní odborné způsobilosti a schválením systému jakosti Státním úřadem pro jadernou bezpečnost. Pouze odpovídající odborník tak může využít metodické postupy založené na expertním subjektivním hodnocení.

Anglický i český text je rozdělen do dvou částí. V první části (kap. 2) je prezentován navrhovaný text novelizované metodiky, v dalších kapitolách jsou pak stručně popsány jednotlivé dílčí úkoly a výsledky, jejichž syntéza vedla k sestavení novelizované metodiky.

Podrobné zprávy o řešení jednotlivých dílčích úkolů jsou v českém jazyce ve vlastnictví SÚJB, v této publikaci jsou zmíněny vzhledem k omezenému rozsahu pouze stručné zásadní informace. Tato metodika částečně navazuje na dosud používanou metodiku (Barnet 1994), zohledňuje však nové poznatky, získané během výzkumných prací v rámci Radonového programu České republiky. Mezi hlavní témata, která byla při sestavování metodiky sledována, patří statistická analýza existujících i nově měřených datových souborů objemové aktivity radonu v půdním vzduchu, studium geometrie aktivního prostoru při odběru vzorků půdního vzduchu, srovnání metod využívaných při stanovení propustnosti půdy a posouzení vlivu dalších parametrů půdy na stanovení radonového indexu. Posuzována byla i použitelnost metody založené na měření plošné exhalace radonu z povrchu půdy pro zjišťování radonového potenciálu, zvláště v případech problematického odběru vzorků půdního vzduchu. Významnou součástí výzkumných prací byl i vývoj nových referenčních ploch pro kvalitnější srovnávací měření jednotlivých subjektů. Testována byla i použitelnost nové metodiky pro účely mapování radonového indexu v regionálním měřítku.

Novelizovaná metodika je založena na podrobnějším posouzení stavebního pozemku, zejména z hlediska propustnosti zemin. Výsledkem hodnocení je stanovení radonového indexu pozemku, které lépe klasifikuje hraniční případy a více respektuje nehomogenitu v propustnosti zemin na jednotlivých stavebních pozemcích.

Nová metodika stanovení radonového indexu pozemku

2. Stanovení radonového indexu pozemku – nová metodika

2.1. Úvod

Stanovení radonového indexu pozemku vychází z posouzení hodnot objemové aktivity radonu (^{222}Rn) v půdním vzduchu a z posouzení plynopropustnosti zemin. Čím vyšší je objemová aktivita radonu v půdním vzduchu a čím jsou vrstvy zemin propustnější, tím vyšší je pravděpodobnost, že může do objektu pronikat významné množství radonu.

Radonový index pozemku (RI) vyjadřuje obecně radonový potenciál daného pozemku. Radonový index stavby (RB) vyjadřuje míru potřebné stavební ochrany stavby proti vnikání radonu z geologického podloží. Radonový index stavby vychází z radonového indexu pozemku a zohledňuje hloubku založení stavby, způsob založení stavby a stav základových zemin. Na jednom pozemku s daným radonovým indexem může být radonový index stavby rozdílný např. pro objekt založený při povrchu terénu a pro objekt

se dvěma suterény. Dále uvedená metodika se zabývá stanovením radonového indexu pozemku, vychází z realizovaných výzkumných úkolů v letech 1994-2002 a upravuje dosud platnou metodiku Kategorizace radonového rizika základových půd z roku 1994. V závěrečné kapitole jsou shrnuty podklady, které by měl dále radonový průzkum pozemku poskytnout odborníkům v oboru stavebnictví - navrhování ochrany stavby proti pronikání radonu z podloží. Metodika je v souladu s příslušnými ustanoveními zákona č. 18/1997 Sb., o mírovém využívání jaderné energie a ionizujícího záření (atomový zákon) a o změně a doplnění některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů, a s prováděcí vyhláškou SÚJB č. 307/2002 Sb. o radiační ochraně. Firmy a fyzické osoby, které provádějí stanovení radonového indexu, musí mít dle odpovídajících ustanovení výše uvedeného zákona povolení k této činnosti od Státního úřadu pro jadernou bezpečnost.

2.2. Terminologie

Pro účely této metodiky se rozumí pod pojmy:

Radon - izotop radonu ^{222}Rn .

Objemová aktivita radonu - počet přeměn izotopu ^{222}Rn za 1 sekundu v jednom kubickém metru půdního vzduchu.

Radonový index pozemku (RI) - index popisující míru rizika pronikání radonu z geologického podloží na daném pozemku. Nabývá hodnot - nízký - střední - vysoký.

Radonový index stavby (RB) - index vyjadřující míru potřebné stavební ochrany stavby před vnikáním radonu z geologického podloží. Stanovuje se s ohledem na radonový index pozemku, způsob založení stavby a parametry zemin.

Radonový potenciál pozemku (RP) - číselná hodnota vyjadřující radonový index pozemku. Je-li $\text{RP} < 10$, radonový index pozemku je nízký, je-li $10 \leq \text{RP} < 35$, radonový index pozemku je střední, je-li $35 \geq \text{RP}$, radonový index pozemku je vysoký.

Zemina - zahrnuje jak zeminy (tj. produkt větrání hornin, nezpevněný), tak i půdy (tj. svrchní horizonty zvětrání hornin s organickou substancí), dále horniny skalního podkladu, pokud se vyskytují ve svrchních horizontech ovlivňujících stanovení radonového indexu pozemku, a případně i antropogenní navážky, pokud se na pozemku vyskytují.

Půdní vzduch - směs plynů obsažených v zeminách.

Plynopropustnost - reprezentativní parametr charakterizující možnost šíření radonu a jiných plynů v zeminách, určuje se přímým měřením nebo odborným posouzením zemin.

Popis zemin ve vertikálním profilu - popis jednotlivých vrstev zemin dostatečně charakterizující jejich strukturně mechanické vlastnosti pro odborné posouzení plynopropustnosti, s udáním jejich mocnosti a hloubky uložení pod povrchem terénu.

Třetí kvartil - 75% percentil souboru hodnot. Pro účely stanovení radonového indexu pozemku je postup stanovení hodnoty třetího kvartilu souboru dat následující: soubor dat o N hodnotách se seřadí vzestupně, pořadové číslo třetího kvartilu souboru N_{75} se stanoví výpočtem dle $N_{75} = \text{CELÁ ČÁST } (0,75N + 0,25)$. Hodnota třetího kvartilu souboru dat je odpovídající hodnota ze vzestupně seřazeného souboru dat tomuto pořadí.

2.3. Objemová aktivita radonu v půdním vzduchu

Základní úkol radonového průzkumu představuje přímé stanovení objemové aktivity radonu ^{222}Rn v půdním vzduchu v hloubce 0,8 m. Objemová aktivita radonu se stanovuje měřením radioaktivity vzorků půdního vzduchu odebraných v dané hloubce.

Podmínkou užití zvolené metody je:

- (a) dostatečná citlivost (mez stanovitelnosti $\leq 1 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-3}$),
- (b) kalibrace přístroje příslušným Státním metrologickým střediskem pro měření radonu a ekvivalentní objemové aktivity radonu,
- (c) ověření metodiky odběru půdního vzduchu a stanovení objemové aktivity radonu v půdním vzduchu na terénních referenčních plochách pro srovnávací měření objemové aktivity radonu.

Objemová aktivita radonu v půdním vzduchu se značí v souladu s platnou normou ČSN ISO 31-9 symbolem c_A . Udává se v jednotkách kBq/m^3 a při zápisu hodnoty se pro tyto účely udává s přesností na jedno desetinné místo.

Obvykle se stanovují okamžité hodnoty objemové aktivity radonu v půdním vzduchu, principiálně je možné využít i integrální nebo kontinuální metody měření a stanovení objemové aktivity radonu v půdním vzduchu, pokud splňují uvedené požadavky.

Pokud se stanovují okamžité hodnoty objemové aktivity radonu v půdním vzduchu, je nutné kontrolovat pozadí používaných scintilačních nebo ionizačních komor. Pozadí detekčních komor má být nižší než 1/10 signálu při měření vzorku půdního vzduchu.

Thorium přítomné v zeminách a horninách generuje thoron (^{220}Rn), zdroj záření alfa, jehož objemová aktivita v půdním vzduchu bývá stejného řádu jako objemová aktivita radonu. Při stanovení objemové aktivity radonu v půdním vzduchu provedeného v krátkých časových intervalech po odběru vzorků půdního vzduchu je nezbytné použít postupů zpracování měřených veličin, které vliv thoronu na výsledné hodnoty objemové aktivity radonu vylučují.

2.3.1. Počet odběrových bodů

Vzhledem k nesteromerné distribuci radonu v zeminách a častému výskytu lokálních odchylek objemové aktivity radonu v půdním vzduchu je pro stanovení radonového indexu pozemku nutný vyšší počet bodových měření objemové aktivity radonu v půdním vzduchu. V případě hodnocení pozemků o rozloze menší nebo rovné 800 m^2 (zpravidla pro výstavbu jednotlivého samostatně stojícího rodinného domu či obdobně velkého objektu, pro přístavbu obdobného objektu či pro celkovou rekonstrukci spojenou se změnami v kontaktních konstrukcích) je nutno provést měření v rozsahu minimálně 15 odběrových bodů. Odběrové body se přitom rozmisťují v zastavěné ploše a nejbližším okolí této jednotlivé stavby.

V případě hodnocení pozemků o rozloze větší než 800 m^2 (zpravidla pro zástavbu více objektů či pro výstavbu jednotlivého objektu o větší zastavěné ploše než 800 m^2) se postupuje v základní odběrové síti $10 \times 10\text{ m}$ v zastavěných plochách a nejbližším okolí. V případě, že tato síť nemůže být dodržena (zpevněné plochy, stávající zástavba ap.), se průzkum realizuje s odpovídajícím počtem odběrových bodů této sítě, jednotlivé odběrové body se přitom situují tak, aby co nejlépe umožnily popsat distribuci radonu v zájmovém území.

Při výskytu lokálních anomálií objemové aktivity radonu v půdním vzduchu (překračujících trojnásobek třetího kvartilu – $3 \cdot c_{A75}$) je doporučeno rozšířit minimální odběrový soubor, resp. zahustit základní odběrovou síť $10 \times 10\text{ m}$ do sítě $5 \times 5\text{ m}$.

2.3.2. Metodika odběru vzorků půdního vzduchu

Pro odběry vzorků půdního vzduchu se používají zpravidla maloprůměrové duté tyče s volným hrotem v kombinaci s velkoobjemovými injekčními stříkačkami či pumpami. Při odběrech vzorků půdního vzduchu pro stanovení okamžitých hodnot objemové aktivity radonu musí být celý systém pro odběr vzorků půdního vzduchu dokonale těsný. Použití odběrových systémů, které nejsou dostatečně těsné nebo výkonem nedosahují potřebný podtlak pro odčerpání vzorku půdního vzduchu (např. odběrový balónek), může vést k podhodnocení skutečné hodnoty objemové aktivity radonu v půdním vzduchu a není pro odběr vzorků povoleno.

Objem odběrového prostoru, který vzniká zpravidla povyražením volného hrotu, musí být dostatečně velký, aby odběr vzorku vůbec umožnil. Minimální požadovaný vnitřní povrch dutiny vytvořený pro odběr vzorku půdního vzduchu je stanoven na 940 mm² (odpovídá válci o průměru 10 mm a výšce 30 mm).

Odběr vzorků půdního vzduchu se provádí v hloubce 0,8 m pod povrchem terénu. V případech, kdy není možné odebrat vzorek půdního vzduchu pro stanovení objemové aktivity radonu v půdním vzduchu v hloubce 0,8 m (extrémně nízká plynopropustnost, vysoká saturace odběrového horizontu vodou, skalní podklad při povrchu terénu), se postupuje následujícím způsobem. Pokud je příčinou extrémně nízká plynopropustnost odběrového horizontu, je možné zvětšit odběrový prostor zpětným povytahováním tyče zpravidla o 10 - 15 cm. Pokud nedojde k odkrytí výše uložených vrstev půdy s vyšší propustností, nebo k uvolnění tyče v zemině a následnému přisávání atmosférického vzduchu, je možné zvětšit odběrový prostor povytahováním tyče až do úrovně 0,5 m pod povrchem terénu, při zachování dokonalé těsnosti systému. Obdobný postup lze využít v případě vysoké saturace odběrového horizontu vodou, kdy je možno tento postup kombinovat s probubláváním půdního vzduchu vodou. Obdobně pro případ, kdy vystupují svrchní horizonty skalního podkladu mělce k povrchu terénu a kdy není možné odběrové zařízení do požadované úrovně (tj. hloubky 0,8 m) umístit, je minimální hloubka pro měření objemové aktivity radonu stanovena na 0,5 m pod povrchem terénu. V případě nutnosti je možné odběry opakovat, resp. jednotlivé odběrové body posunout proti základní síti 10 x 10 m. Všechny tyto odchylky od standardní odběrové úrovně 0,8 m je nutno uvést v závěrečném posudku včetně zdůvodnění. Posouzení vlivu těchto odchylek je v kompetenci erudovaného zpracovatele posudku.

Pokud není odběry vzorků možné realizovat ani výše uvedeným postupem, je možno pro stanovení radonového indexu pozemku využít situace, kdy bude odkryta a upravena základová spára objektu, a radonový průzkum opakovat. Případně je možné využít expertní hodnocení pomocí měření rychlosti plošné exhalace radonu z povrchu terénu, stanovení měrné aktivity ²²⁶Ra (Bq/kg) a koeficientu emanace ve vzorcích hornin skalního podkladu. Vzhledem k rozmanitosti možných situací nejsou tyto postupy standardizovány a v takovém mimořádném případě je měření i hodnocení třeba provést s použitím nejnovějších poznatků o šíření radonu v geologickém podloží s přihlédnutím ke konkrétní situaci.

Odběry vzorků půdního vzduchu a měření objemové aktivity radonu nelze provádět v extrémních meteorologických podmínkách.

2.3.3. Zpracování a prezentace souboru naměřených hodnot objemové aktivity radonu v půdním vzduchu

Hodnocení ploch stavenišť, případně jejich částí, vychází z naměřených hodnot objemové aktivity radonu v půdním vzduchu a jejich distribuce.

Při hodnocení ploch jednotlivých objektů (pozemky o rozloze menší nebo rovné 800 m², 15 odběrových bodů a stanovení objemové aktivity radonu v půdním vzduchu) je pro stanovení radonového indexu pozemku významná zejména hodnota třetího kvartilu (značena c_{A75}) statistického souboru hodnot objemové aktivity radonu. Případně naměřené hodnoty objemové aktivity radonu nižší než 1 kBq.m⁻³ se z hodnoceného souboru vyloučí. Posouzení celého souboru naměřených hodnot a zvážení významu případných lokálních maximálních anomálií objemové aktivity radonu v ojedinělých bodech je v kompetenci erudovaného zpracovatele posudku. V posudku o stanovení radonového indexu pozemku musí být uvedeny alespoň následující statistické parametry souboru naměřených hodnot: minimální hodnota, maximální hodnota, aritmetický průměr, medián a třetí kvartil.

Při hodnocení velkých pozemků (pozemky o rozloze větší než 800 m², objemová aktivita radonu v půdním vzduchu stanovena v síti 10 x 10 m) je nutno rozhodnout, zda je plocha natolik homogenní, že ji lze charakterizovat jedním radonovým indexem, tj. pro hodnocení lze využít obdobně hodnotu třetího kvartilu statistického souboru hodnot objemové aktivity radonu c_{A75} . Případně naměřené hodnoty objemové aktivity radonu nižší než 1 kBq.m⁻³ nejsou opět začleněny do takto hodnoceného souboru.

Pokud hodnocený velký pozemek homogenní není, připadají v úvahu tři možnosti:

- (a) plocha se skládá z několika homogenních dílčích ploch,
- (b) plochou prochází poruchové pásmo,
- (c) na ploše se vyskytují lokální anomálie.

V případech (a) a (b) erudovaný zpracovatel posudku rozdělí plochu podle grafické prezentace plošného rozšíření hodnot objemové aktivity radonu vizuálně do dostatečně homogenních dílčích ploch, které řeší odděleně. Výchozí podklad pro toto hodnocení tvoří naměřené hodnoty objemové aktivity radonu v půdním vzduchu a jejich distribuce v ploše, uvažují se zároveň i případné změny plynopropustnosti zemin v ploše.

Při posuzování, zda je plocha (dílčí plocha) dostatečně homogenní, či nikoli, je kromě vizuálního hodnocení distribuce radonu v ploše u dostatečně velkých souborů (více než 50 hodnot) možno vycházet z vyhodnocení histogramů příslušných datových souborů. Jinou možností je využití grafického testu, který spočívá v tom, že hodnoty seříděné podle velikosti se zobrazí proti logitům relativního pořadí, t.j. $\ln(r/(1-r))$, kde $r=i/(n+1)$, přičemž „i“ je pořadí hodnoty v seříděných datech. Tento způsob umožňuje vizuálně posoudit, zda se

jedná o unimodální či vícemodální vzorek. Jestliže se tvar závislosti blíží přímce, je rozdělení dat souboru normální, resp. lognormální. Je-li graf ve tvaru lomené přímky, je soubor vícemodální.

Pro hodnocení radonového indexu pozemku je rozhodujícím parametrem opět hodnota třetího kvartilu odpovídajícího datového souboru. U homogenních ploch tedy třetí kvartil celého souboru, u nehomogenních ploch největší z třetích kvartilů z dílčích ploch, které jsou pro daný pozemek, resp. danou stavbu relevantní.

V případě (c) je rozhodující, jakou váhu přiřadí erudovaný zpracovatel posudku lokálním anomáliím (vazba na geologické či negeologické faktory ovlivňující distribuci radonu v půdním vzduchu, zcela náhodný výskyt apod.), resp. jaké výsledky přinesly případné doplňující odběry a měření zahušťující základní odběrovou síť. Ve zdůvodněném případě mohou tyto anomálie ovlivnit celkové hodnocení a výsledné stanovení radonového indexu pozemku.

Při zpracování posudků pro velké pozemky musí být v posudku kromě uvedených statistických parametrů - minimální hodnota, maximální hodnota, aritmetický průměr, medián a třetí kvartil souboru dat objemové aktivity radonu v půdním vzduchu - uvedeny všechny stanovené hodnoty objemové aktivity radonu v půdním vzduchu a grafická prezentace těchto hodnot (jejich situování v ploše), umožňující vizuální hodnocení plošné distribuce objemové aktivity radonu v půdním vzduchu.

2.4. Plynopropustnost zemin

Druhým parametrem rozhodným pro stanovení radonového indexu pozemku je plynopropustnost zemin. Prostředí s vyšší plynopropustností je z hlediska stanovení radonového indexu pozemku obecně více rizikové než méně plynopropustné prostředí, neboť se možnost transportu půdního vzduchu a radonu do stávajícího nebo budoucího stavebního objektu s rostoucí plynopropustností zvyšuje.

2.4.1. Postupy stanovení plynopropustnosti zemin

Pro stanovení plynopropustnosti zemin je možno využít postupy:

- ⇒ přímé měření plynopropustnosti zemin *in situ*
- ⇒ odborné posouzení plynopropustnosti zemin

Plynopropustnost zemin se značí symbolem **k**. V případě přímého měření plynopropustnosti zemin *in situ* se udává v jednotkách m^2 a při zápisu hodnoty se pro tyto účely udává s přesností na jedno desetinné místo (např. $1,7 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2$). V případě odborného posouzení plynopropustnosti zemin se hodnotí jako - nízká - střední - vysoká.

2.4.1.1. Přímé měření plynopropustnosti zemin

Pro stanovení plynopropustnosti zemin je možné využít přímé měření plynopropustnosti *in situ* v hloubce 0,8 m pod povrchem terénu.

Přístroje pro měření plynopropustnosti zemin pracují na principu měření průtoku vzduchu při jeho vysávání ze zeminy nebo při jeho vtlačení do zeminy za použití stálého a přesně definovaného tlakového rozdílu. Při přímém měření plynopropustnosti se používají zpravidla shodné technické prostředky jako při odběrech vzorků půdního vzduchu (maloprůměrové duté zarážené tyče s volným hrotem). Vnitřní povrch dutiny, která vzniká povyražením volného hrotu, je pro každý měřicí systém přesně definován. Pro přímé měření plynopropustnosti zemin je principiálně možné využít jakýkoli přístroj určený pro tento účel. Vzhledem k problematickému stanovení tzv. „geometrického faktoru“ při tomto měření, opravám na volný průtok vzduchu tyčí a přístrojem, které jsou pro každý přístroj specifické, a vzhledem k tomu, že není zavedena kalibrace přístrojů a standardizace měření plynopropustnosti, je nutno hodnoty plynopropustnosti zemin měřené jinými přístroji než v ČR převážně užívaným plynopropustoměrem RADON-JOK na tento přístroj navázat.

Při přímém měření plynopropustnosti není dovoleno zvětšovat měřicí prostor v zemině. Pro nízkou plynopropustnost se zavádí pomocná mezní hodnota $k = 5,2 \cdot 10^{-14} \text{ m}^2$. Pokud je plynopropustnost $k < 5,2 \cdot 10^{-14} \text{ m}^2$ (při měření plynopropustoměrem RADON-JOK odpovídá času měření delšímu než 1200 s), a plynopropustnost není přesně stanovena, uvede se v přehledu výsledků hodnota $k < 5,2 \cdot 10^{-14} \text{ m}^2$, a při statistickém vyhodnocení se používá hodnota této meze, tj. $k = 5,2 \cdot 10^{-14} \text{ m}^2$.

Obdobně, vzhledem k odporu proti volnému průtoku vzduchu tyčí a přístrojem, se zavádí pomocná mezní hodnota $k = 1,8 \cdot 10^{-11} \text{ m}^2$ pro vysokou plynopropustnost. Pokud je plynopropustnost $k > 1,8 \cdot 10^{-11} \text{ m}^2$ (při měření plynopropustoměrem RADON JOK odpovídá času měření kratšímu než 6 s), a plynopropustnost není přesně stanovena, uvede se v přehledu výsledků hodnota $k > 1,8 \cdot 10^{-11} \text{ m}^2$, a při statistickém vyhodnocení se používá hodnota této meze, tj. $k = 1,8 \cdot 10^{-11} \text{ m}^2$.

V případě přímého měření plynopropustnosti jsou požadavky na minimální počet měřících bodů stejné jako u měření objemové aktivity radonu v půdním vzduchu, tj. minimálně 15 měřících bodů u jednotlivého objektu (pozemky o rozloze menší nebo rovné 800 m^2), a měření v síti $10 \times 10 \text{ m}$ u větších ploch (pozemky o rozloze větší než 800 m^2). Rozhodujícím parametrem pro stanovení radonového indexu pozemku je shodný

statistický parametr, tj. opět třetí kvartil datového souboru (značen k_{75}). Použití třetího kvartilu snižuje vliv ojedinělých vysokých hodnot plynopropustnosti, které by mohly v některých případech způsobovat zařazení plynopropustnosti do vyšší kategorie a tím i nadhodnocení radonového indexu pozemku.

V případě přímého měření plynopropustnosti zemin není pro stanovení radonového indexu pozemku nutný popis zemin ve vertikálním profilu, tj. realizace ručně vrtaných sond.

Pokud jsou k dispozici numerické výsledky přímých měření plynopropustnosti *in situ* k (m^2) - a pouze v tomto případě, - je možné pro stanovení radonového indexu pozemku použít model RP (radonový potenciál pozemku, kap. 2.5.1.).

2.4.1.2. Odborné posouzení plynopropustnosti zemin

Pokud není plynopropustnost zemin měřena přímo ve všech shodných odběrových bodech, kde je stanovena objemová aktivita radonu v půdním vzduchu, je nutno pro hodnocení plynopropustnosti zemin využít odborné posouzení plynopropustnosti zemin erudovaným zpracovatelem závěrečného posudku.

Odborné posouzení plynopropustnosti zemin (klasifikace nízká - střední - vysoká) je založeno na popisu zemin ve vertikálním profilu do hloubky min. 1,0 m (resp. v případě vysokého obsahu hrubé frakce či v případě svrchních horizontů skalního podkladu vystupujících mělce pod povrch terénu do hloubky, do jaké lze realizovat ručně vrtanou sondu) a je doplněno alespoň jednou z následujících metod:

⇒ makroskopický popis vzorku (vzorků) odebraných z hloubky 0,8 m, včetně klasifikace plynopropustnosti (nízká - střední - vysoká). Při této klasifikaci se využívá odhadu obsahu jemné frakce „f“ (frakce $< 0,063$ mm) v zeminách a horninách, nízké plynopropustnosti odpovídá obsah jemné frakce $f > 65\%$, střední plynopropustnosti odpovídá obsah jemné frakce f v mezích $15\% < f \leq 65\%$ a vysoké plynopropustnosti obsah jemné frakce $f \leq 15\%$. Klasifikace je poté upravena v návaznosti na dále uvedené faktory ovlivňující výslednou plynopropustnost.

⇒ subjektivní hodnocení odporu sání při odběru vzorků půdního vzduchu v celkem 15 měřících bodech u jednotlivé stavby, resp. v síti 10 x 10 m u větších ploch, včetně odhadu převažující klasifikace plynopropustnosti (nízká - střední - vysoká).

Při odborném posouzení plynopropustnosti zemin a pro posouzení jejich vertikálních a horizontálních změn je v případě hodnocení pozemků o rozloze menší nebo rovné 800 m^2

nutno realizovat minimálně 2 ručně vrtané sondy, v případě pozemků o rozloze větší než 800 m² potom minimálně 2 ručně vrtané sondy + 1 ručně vrtanou sondu na každých ukončených 30 odběrových bodů pro měření objemové aktivity radonu v půdním vzduchu.

Při odborném posouzení plynopropustnosti zemin je nutno věnovat pozornost zejména následujícím otázkám:

Byla v odběrovém horizontu zastižena tak vysoká přirozená vlhkost, t.j. tak vysoký stupeň saturace a nízká efektivní pórovitost, že je nutné uvážit vliv těchto parametrů na aktuální plynopropustnost zemin (její snížení)?

Byla v odběrovém horizontu zastižena tak nízká přirozená vlhkost, t.j. tak nízký stupeň saturace a vysoká efektivní pórovitost, že je nutné uvážit vliv těchto parametrů na aktuální plynopropustnost zemin (její zvýšení)?

Byla v odběrovém horizontu zastižena neobvykle nízká pórovitost, t.j. vysoká objemová hmotnost a ulehlost, resp. zhutnění, že je nutné uvážit vliv těchto parametrů na aktuální plynopropustnost zemin (její snížení)?

Byla v odběrovém horizontu zastižena neobvykle vysoká pórovitost, t.j. nízká objemová hmotnost a ulehlost, resp. nakypření, že je nutné uvážit vliv těchto parametrů na aktuální plynopropustnost zemin (její zvýšení)?

Vyskytují se v geologickém prostředí makrotrhliny a mikrotrhliny v takovém rozsahu, že mohou zvýšit zdánlivě nižší plynopropustnost zemin?

Je kumulace jemné frakce v odběrovém horizontu taková (např. výskyt jílovitých čoček), že může zvýšit zdánlivě nižší plynopropustnost zemin odpovídající homogennímu rozšíření této jemné frakce?

Je obsah hrubé frakce (úlomků, valounků ap.) tak vysoký, či má zemina charakter sutě, že je nutné uvážit vliv těchto parametrů na aktuální plynopropustnost zemin (její zvýšení)?

Je stupeň porušení svrchních horizontů skalního podkladu při jejich výskytu v odběrovém horizontu takový, či se zde vyskytují poruchové zóny, že je nutné uvážit vliv těchto parametrů na aktuální plynopropustnost zemin (její zvýšení)?

Je důsledek antropogenní činnosti v rozsahu povrch terénu - odběrový horizont takový (hluboká orba spojená s možností odvětrání svrchních poloh, výskyt neulehlých navážek, výskyt různých propustnějších trativodů, odběry možné jen v bezprostřední blízkosti stromů ap.), že je nutné uvážit vliv těchto parametrů na aktuální plynopropustnost zemin (její zvýšení)?

Je důsledek antropogenní činnosti v rozsahu povrch terénu - odběrový horizont takový (zhutnění svrchních poloh, výskyt zpevněných ploch s dokonalým těsnícím efektem

ap.), že je nutné uvážit vliv těchto parametrů na aktuální plynopropustnost zemin (její snížení)?

Je pozemek ve svahu a je zároveň vrstevnatost svrchních horizontů taková, že odběrový horizont tvoří více různě propustných poloh a že je tedy nutné uvážit vliv této situace na aktuální plynopropustnost zemin (její zvýšení či snížení)?

Pozn.: Je-li na shodném pozemku realizován současně podrobný inženýrskogeologický či hydrogeologický průzkum či byl tento průzkum realizován v minulosti, a má-li zpracovatel radonového průzkumu podrobné údaje v dostatečném rozsahu z tohoto průzkumu k dispozici, není nutno provádět pro stanovení radonového indexu pozemku speciální ručně vrtané sondy. Pro odborné posouzení plynopropustnosti zemin se využijí podrobné údaje inženýrskogeologického průzkumu.

Pokud se při stanovení plynopropustnosti zemin využívá odborné posouzení plynopropustnosti zemin, pro stanovení radonového indexu pozemku RI se využívá klasifikační tabulka (kap. 2.5.2.).

2.4.2. Presentace výsledků a způsob klasifikace plynopropustnosti zemin

Hodnocení radonového indexu pozemku využívá plynopropustnosti zemin určené některým z níže uvedených postupů.

2.4.2.1. Přímé měření plynopropustnosti zemin

Při hodnocení ploch jednotlivých objektů (pozemky o rozloze menší nebo rovné 800 m², 15 přímých měření plynopropustnosti zemin *in situ*) je pro stanovení radonového indexu pozemku významná zejména hodnota třetího kvartilu (značena k_{75}) statistického souboru hodnot plynopropustnosti. Posouzení celého souboru zjištěných hodnot, zvážení významu případných lokálních maximálních a minimálních anomálií plynopropustnosti v ojedinelých bodech je v kompetenci erudovaného zpracovatele posudku. V posudku musí být uvedeny alespoň následující statistické parametry souboru zjištěných hodnot: minimální hodnota, maximální hodnota, aritmetický průměr, medián a třetí kvartil.

Při hodnocení velkých pozemků (pozemky o rozloze větší než 800 m², plynopropustnost zemin stanovena v síti 10 x 10 m) je nutno rozhodnout, zda je plocha natolik homogenní, že ji lze charakterizovat jednou hodnotou plynopropustnosti. tj. pro hodnocení lze využít obdobně hodnotu třetího kvartilu statistického souboru hodnot plynopropustnosti k_{75} .

Pokud hodnocený velký pozemek homogenní není, připadají v úvahu tři možnosti

(zpravidla v návaznosti na geologické poměry):

- (a) plocha se skládá z několika homogenních dílčích ploch,
- (b) plochou prochází pásmo s odlišnou plynopropustností,
- (c) na ploše se vyskytují lokální anomálie plynopropustnosti.

V případech (a) a (b) erudovaný zpracovatel posudku rozdělí plochu pomocí grafické prezentace plošného rozšíření hodnot vizuálně do dostatečně homogenních dílčích ploch, které řeší odděleně. Výchozí podklad pro toto hodnocení tvoří zjištěné hodnoty plynopropustnosti zemin a jejich distribuce v ploše, uvažují se zároveň i případné změny objemové aktivity radonu v půdním vzduchu v ploše.

Pro hodnocení je rozhodujícím parametrem opět třetí kvartil odpovídajícího datového souboru. U homogenních ploch tedy třetí kvartil celého souboru, u nehomogenních ploch největší z třetích kvartilů z dílčích ploch, které jsou pro daný pozemek, resp. danou stavbu relevantní.

V případě (c) je rozhodující, jakou váhu přiřadí erudovaný zpracovatel posudku lokálním anomáliím (vazba na geologické či negeologické faktory ovlivňující distribuci radonu v půdním vzduchu, zcela náhodný výskyt apod.). Ve zdůvodněném případě mohou tyto anomálie ovlivnit celkové hodnocení a výsledné stanovení radonového indexu pozemku.

Při zpracování posudků pro velké pozemky musí být v posudku kromě zmíněných statistických parametrů - minimální hodnota, maximální hodnota, aritmetický průměr, medián a třetí kvartil - uvedeny všechny zjištěné hodnoty plynopropustnosti zemin a grafický přehled těchto hodnot (jejich situování v ploše), umožňující vizuální hodnocení plošné distribuce plynopropustnosti.

2.4.2.2. Odborné posouzení plynopropustnosti zemin

Při hodnocení ploch jednotlivých objektů (pozemky o rozloze menší nebo rovné 800 m², 2 ručně vrtané sondy a popis zemin ve vertikálním profilu do hloubky min. 1,0 m, resp. do dosažitelné hloubky – viz výjimka uvedená v kap.2.4.1.2.), je odborné posouzení plynopropustnosti zemin (klasifikace nízká - střední - vysoká) založeno na popisu zemin ve vertikálním profilu do hloubky minimálně 1,0 m (resp. do dosažitelné hloubky – viz výjimka uvedená v kap.2.4.1.2.) a na zvolené metodě (makroskopický popis vzorků, odpor sání).

Výsledkem odborného posouzení plynopropustnosti zemin je klasifikace plynopropustnosti do jedné ze tříd nízká - střední - vysoká, se zdůvodněním pomocí uvedených pravidel.

Při hodnocení velkých pozemků (pozemky o rozloze větší než 800 m²) je nutno pomocí ručně vrtaných sond a popisů zemin ve vertikálním profilu rozhodnout, zda je plocha natolik homogenní, že ji lze charakterizovat jednou kategorií plynopropustnosti.

Pokud hodnocený velký pozemek homogenní není, připadají v úvahu tři možnosti (zpravidla v návaznosti na geologické poměry):

- (a) plocha se skládá z několika homogenních dílčích ploch,
- (b) plochou prochází pásmo s odlišnou plynopropustností,
- (c) na ploše se vyskytují lokální anomálie plynopropustnosti.

Ve všech případech erudovaný zpracovatel posudku rozdělí plochu vizuálně do dostatečně homogenních dílčích ploch, které řeší odděleně. Výchozí podklad pro toto hodnocení tvoří popisy zemin ve vertikálním profilu a horizontální změny, uvažují se zároveň i případné změny objemové aktivity radonu v půdním vzduchu v ploše.

Pro stanovení radonového indexu je rozhodujícím parametrem opět odborně posouzená plynopropustnost. U homogenních ploch tedy jediná kategorie plynopropustnosti, u nehomogenních ploch největší z kategorií plynopropustnosti z dílčích ploch, které jsou pro daný pozemek, resp. danou stavbu relevantní.

V posudku o radonovém indexu pozemku musí být kromě odborného posouzení plynopropustnosti (nízká - střední - vysoká) uvedeny i popisy zemin ve vertikálním profilu pro všechny realizované ručně vrtané sondy a dále buď makroskopický popis vzorku (vzorků), či sumární přehled subjektivního hodnocení odporu sání při odběru vzorků půdního vzduchu.

2.5. Stanovení radonového indexu pozemku

Stanovení radonového indexu pozemku vychází z hodnocení dvou vstupních parametrů, objemové aktivity radonu v půdním vzduchu a plynopropustnosti zemin. Kromě těchto parametrů mohou být pro celkové hodnocení podstatné též údaje o strukturně-geologické situaci pozemku (regionální geologická jednotka, hornina tvořící skalní podklad, tektonické linie, reliéf terénu a j.).

Postup stanovení radonového indexu pozemku RI závisí na typu vstupních dat. Pro numerické údaje objemové aktivity radonu v půdním vzduchu i plynopropustnosti zemin se radonový index pozemku stanoví pomocí radonového potenciálu pozemku RP (kap.2.5.1.). Pro numerické údaje objemové aktivity radonu v půdním vzduchu a stanovené kategorie plynopropustnosti zemin odborným posouzením se radonový index pozemku stanoví dále uvedeným postupem (kap. 2.5.2.)

Posudek o stanovení radonového indexu pozemku musí obsahovat i relevantní údaje požadované vzorovým protokolem měření v příloze č.6 k vyhlášce č. 307/2002 Sb.

2.5.1. Radonový potenciál pozemku

Pokud jsou k dispozici numerické výsledky měření objemové aktivity radonu v půdním vzduchu i přímého měření plynopropustnosti zemin ve všech odběrových bodech, je možno určit radonový index pozemku pomocí modelu „radonový potenciál pozemku“ - RP.

Model, který určuje RP, vychází z dřívějšího klasifikačního schématu radonového indexu pozemku. Úprava pro novelizaci metodiky stanovení radonového indexu pozemku vychází ze situace znázorněné na Obr.1 (Fig. 1, anglická verze, kap.2.5.1.), nahrazuje lomené hranice oddělující nízký a střední, resp. střední a vysoký radonový index pozemku hraničními přímkami a takto umožňuje citlivější posouzení hraničních případů RI.

Dvojici přímek ve tvaru písmene V, které vymezují střední radonový index, je možné definovat obecně. Jsou dány rovnicemi:

$$- \log k = \alpha_1 \cdot c_A - (\alpha_1 \cdot c_{A0} + \log k_0),$$

$$- \log k = \alpha_2 \cdot c_A - (\alpha_2 \cdot c_{A0} + \log k_0),$$

kde α_1 a α_2 jsou směrnice těchto hraničních přímek a (c_{A0} ; $-\log k_0$) jsou souřadnice jejich průsečíku. Parametr RP je potom definován vztahem:

$$RP = (c_A - c_{A0}) / (-\log k + \log k_0) \quad [1]$$

Pro zachování návaznosti na dřívější metodiku klasifikace radonového rizika (Barnet 1994) je optimální definovat rovnice hraničních přímek a parametr RP v následujícím tvaru:

$$- \log k = 1/10 \cdot c_A - (1/10 + \log 1E-10) = 0,1 c_A + 9,9$$

$$- \log k = 1/35 \cdot c_A - (1/35 + \log 1E-10) = 0,0286 c_A + 9,971$$

$$RP = (c_A - 1) / (-\log k - 10), \quad [2]$$

kde $c_A = 1 \text{ kBq.m}^{-3}$, resp. $-\log k_0 = 10$ při $k_0 = 1E-10 \text{ m}^2$ jsou vhodně zvolené souřadnice průsečíku hraničních přímek se směrnici $\alpha_1 = 1/10 \text{ (kBq.m}^{-3}\text{)}^{-1}$ a $\alpha_2 = 1/35 \text{ (kBq.m}^{-3}\text{)}^{-1}$.

Grafické znázornění je uvedeno na Obr. 2 (Fig. 2, anglická verze, kap.2.5.1.).

Pro určení radonového potenciálu pozemku pomocí grafu na obr.2 se využívá zpravidla (kap.2.3.3.) hodnota třetího kvartilu (c_{A75}) statistického souboru hodnot objemové aktivity

radonu a hodnota třetího kvartilu (k_{75}) statistického souboru hodnot plynopropustnosti zemin.

Zpracovatel posudku může zvolit pro hodnocení ve zvláštním zdůvodněném případě i jiný statistický parametr, důvody jeho použití musí být v posudku uvedeny.

Výsledkem hodnocení je číselná hodnota RP podle rovnice [2], charakterizující jednoznačně radonový index pozemku, a umožňující zároveň jeho slovní vyjádření (je-li $RP < 10$, radonový index pozemku je nízký, je-li $10 \leq RP < 35$, radonový index pozemku je střední, je-li $35 \geq RP$, radonový index pozemku je vysoký).

2.5.2. Stanovení radonového indexu pozemku v ostatních případech

Pokud nejsou k dispozici numerické údaje z přímého měření plynopropustnosti zemin, vychází se při stanovení radonového indexu pozemku z tabulky Tab.1.

Jako rozhodující parametr pro hodnocení dle této tabulky se využívá zpravidla (kap.2.3.3.) hodnota třetího kvartilu (c_{A75}) statistického souboru hodnot objemové aktivity radonu.

Při hodnocení velkých ploch se využívá zpravidla třetí kvartil celého statistického souboru hodnot (v případě homogenních ploch), resp. u nehomogenních ploch největší z třetích kvartilů z dílčích ploch, které jsou pro danou stavbu - zastavěnou plochu - relevantní.

Zpracovatel posudku může zvolit pro hodnocení ve zvláštním zdůvodněném případě i jiný statistický parametr (kap.2.3.3.), důvody jeho použití musí být v posudku uvedeny.

Plynopropustnost zemin je určena postupem uvedeným v kap. 2.4.1.2. a 2.4.2.2.

Výsledkem hodnocení je stanovení radonového indexu pozemku (nízký - střední - vysoký).

Tab. 1 – Stanovení radonového indexu pozemku

Radonový index pozemku	Objemová aktivita radonu v půdním vzduchu (kBq.m^{-3})		
Nízký	$c_A < 30$	$c_A < 20$	$c_A < 10$
Střední	$30 \leq c_A < 100$	$20 \leq c_A < 70$	$10 \leq c_A < 30$
Vysoký	$c_A \geq 100$	$c_A \geq 70$	$c_A \geq 30$
	<i>nízká</i>	<i>střední</i>	<i>vysoká</i>
	plynopropustnost zemin		

2.6. Radonový průzkum pozemku

Tato závěrečná kapitola se netýká přímo stanovení radonového indexu pozemku (RI), pouze doplňuje podklady, které by měl dále radonový průzkum pozemku poskytnout, aby mohl být následně určen radonový index stavby (RB).

V případě nepodsklepených rodinných domů i dalších nepodsklepených objektů založených v nezámrazné hloubce 0,8 m či blíže povrchu terénu, popř. nad terénem, tj. s kontaktními spárami objektu s podložím v maximální hloubce 0,8 m, není nutno pro účely stanovení RB zpracovávat v rámci radonového průzkumu pozemku žádné další speciální úkoly.

V ostatních případech, tj. když není známa úroveň založení budoucího objektu, resp. je hlouběji než odběrová úroveň při stanovení radonového indexu pozemku, je nutno v rámci radonového průzkumu pozemku připravit podklady pro stanovení radonového indexu stavby (hloubku založení stavby a další faktory je možno zohlednit pouze tehdy, pokud jsou k dispozici odpovídající údaje).

Terénní práce, dokumentace plynopropustnosti zemin a posudek se v těchto případech rozšiřuje o:

- popis (popisy) vertikálního profilu do úrovně min. 1,5 m, včetně příslušného hodnocení plynopropustnosti jednotlivých vrstev s využitím pravidel hodnocení v kap. 4.1.2. a 4.2.2.
- informace o horninách tvořících skalní podklad v zájmovém území, zohledňující zvláště možný výskyt hornin s vysokým obsahem radia ^{226}Ra a tedy možný nárůst objemové aktivity radonu s hloubkou.

Radonový index stavby (RB) vyjadřuje míru potřebné stavební ochrany stavby před vnikáním radonu z geologického podloží. Vychází z radonového indexu pozemku a zohledňuje hloubku založení stavby a proměnlivost plynopropustnosti zemin ve vertikálním profilu. Stanovení radonového indexu stavby provádějí odborníci v oboru pozemního stavebnictví na základě hodnocení podkladů, které jsou připraveny v rámci průzkumu pro stanovení radonového indexu pozemku (radonový průzkum pozemku) a vlastních předpisů a postupů.

V následujících kapitolách jsou shrnuty výsledky dílčích výzkumných úkolů, na jejichž základě byla sestavena nová metodika.

Výsledky výzkumných projektů související se stanovením radonového indexu pozemku

3. Měření objemové aktivity radonu v půdním vzduchu

Vzhledem k tomu, že se objemová aktivita radonu v půdním vzduchu může podstatně měnit i na malých vzdálenostech, je hodnocení založené na výsledku jednoho měření téměř bezcenné. Původní verze jednotné metodiky pro klasifikaci radonového rizika základových půd (Barnet 1994) stanovuje minimální počet 15 měření objemové aktivity radonu v půdním vzduchu pro hodnocení stavební plochy pro výstavbu jednotlivého rodinného domu (Matolín and Prokop 1991). Podobně pro radonové průzkumy na větších plochách předepisuje měření v základní síti 10 x 10 m, pouze v některých speciálních případech v síti 20 x 20 m.

Tato část výzkumného úkolu se týkala statistického hodnocení naměřených hodnot objemové aktivity radonu v půdním vzduchu. Hlavním cílem bylo znovu prověřit požadavky týkající se minimální požadované velikosti datového souboru a základní sítě měřících bodů.

3.1. Vstupní data

Pro statistické testování byla použita především archivní data RADON v.o.s., t.j. analyzovaly se výsledky získané při běžných komerčních měřeních. V rámci projektu se uskutečnila pouze některá doplňující měření.

Detailní analýza se týkala 13 větších datových souborů (počet měřících bodů od 61 do 200). Data pocházejí z radonových průzkumů provedených na rozsáhlejších stavebních plochách v letech 1993 až 2000, v síti 10 x 10 m. Nejprve se spočetly základní statistické parametry pro 13 původních souborů dat. Z každého základního souboru se potom vybralo několik podsouborů hodnot odpovídajících síti 20 x 20 m a statistická analýza se opakovala. Nakonec byly pro každý základní datový soubor testovány ještě dva podsoubory vybrané náhodně. Kromě toho bylo analyzováno dalších 30 menších datových souborů (18 nebo 25 měřících bodů).

3.2. Statistické hodnocení

Větší datové soubory (příklad uveden v Tab.2) lze podle převažujícího typu distribuce rozdělit do několika skupin. Rozdělení některých datových souborů bylo možné dobře

aproximovat log-normálním rozdělením, rozdělení jiných souborů bylo heterogenní, t.j. neodpovídalo ani normálnímu, ani log-normálnímu modelu. Normální rozdělení bylo použitelné pouze v ojedinělých případech. Toto zjištění je v souladu se závěry předchozí studie (Neznal et al. 1994a): Ani normální ani log-normální rozdělení není univerzálně použitelné. Pro popis rozdělení hodnot objemové aktivity radonu v půdním vzduchu jsou vhodnější robustní neparametrické odhady jako medián nebo třetí kvartil.

Jedním z cílů výzkumu bylo posouzení shody hodnocení založeného na různých sítích měřících bodů (10 x 10 m, nebo 20 x 20 m) a posouzení možnosti snížit minimální požadovaný počet měření. Hlavní problém spočívá v tom, že ze statistického hlediska je počet naměřených hodnot obvykle malý. Jakékoliv zmenšení rozsahu výběru vede k rozšíření příslušných intervalů spolehlivosti. Jinými slovy: Při malém počtu hodnot je šířka intervalů spolehlivosti ovlivňována více velikostí datového souboru než variabilitou dat.

Minimální velikost datového souboru, která zajišťuje přijatelnou relativní chybu směrodatné odchylky (10%), je cca 50 hodnot za předpokladu normálního rozdělení dat. Pro log-normální distribuci je minimální velikost souboru pro tuto situaci ještě podstatně větší. Radonové průzkumy se obvykle provádějí na plochách o rozloze do 1 ha, měření na větších plochách je výjimečné. Při měření v síti 10 x 10 m odpovídá 1 ha 121 měřících bodů, v síti 20 x 20 m je to jen 36 měřících bodů. Tento počet již nestačí pro „korektní“ statistické hodnocení ani tehdy, je-li rozdělení hodnot normální.

Když se hodnotí datový soubor s větší variabilitou, vede přechod od sítě 10 x 10 m k síti 20 x 20 m k podstatnému rozšíření intervalů spolehlivosti pro medián a pro třetí kvartil (Tab. 2). Hraniční hodnoty, které oddělují jednotlivé kategorie radonového rizika, jsou přitom např. pro vysoce propustné půdy 10 a 30 kBq.m⁻³. Interval spolehlivosti pro třetí kvartil by tak mohl pokrýt všechna tři pásma odpovídající třem různým kategoriím rizika.

V případě malých datových souborů (15 hodnot objemové aktivity radonu v půdním vzduchu odpovídajících stavební ploše pro jednotlivý rodinný dům) je korektnost statistického hodnocení vůbec diskutabilní.

Je možné konstatovat, že ze statistického hlediska nejsou důvody pro nahrazení základní používané sítě odběrových bodů 10 x 10 m sítí 20 x 20 m. Stejný závěr platí i pro snížení minimálního rozsahu datového souboru při hodnocení pozemku pro jednotlivý rodinný dům.

Tab. 2 – Výsledky statistického hodnocení

Soubor 1591-96		1. stand.	2. stand.	3. stand.	4. stand.	1. náhodný výběr	2. náhodný výběr
	Celý soubor „10x10 m“	výběr	výběr	výběr	výběr		
N	197	57	50	47	43	60	40
Mean	7,9	7,2	7,4	7,4	9,8	7,4	7,6
mean ₁₀	6,3	6	5,9	6,2	7,6	6,1	6
Median	5,2	5,1	5,1	5,3	5,4	5,1	5,1
Q ₇₅	8,5	8,3	7,8	7,6	10,4	8,5	8,4
Sigma	7,5	5,8	7,2	6,3	10,5	6,5	7,2
sigma ₁₀	3	2,7	2,9	2,8	5	3,3	3,6
/x - mean/	4,9	4,1	4,6	4,1	7	4,7	5,2
/x - median/	4,1	3,5	3,9	3,6	5,8	3,9	4,2
(Q ₇₅ - Q ₂₅)/2	2,3	2,2	2,1	1,8	3,2	2,6	2,5
Minimum	1,1	1,1	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4
Maximum	58,5	27,7	38,3	33,4	58,5	30,4	30,4
sigma/mean	0,95	0,8	0,96	0,86	1,07	0,88	0,95
SE (mean)	0,5	0,8	1	0,9	1,6	0,8	1,1
test normality	ne	ne	ne	ne	ne	ne	ne
95%CI: mean	(6,8;8,9)	(5,7;8,8)	(5,4;9,5)	(5,5;9,2)	(6,6;13,0)	(5,8;9,1)	(5,3;9,9)
95%CI: median	(5,0;5,7)	(4,3;6,0)	(4,4;6,0)	(4,7;6,6)	(5,0;7,4)	(4,1;5,6)	(3,8;5,6)
95%CI: sigma	(6,8;8,3)	(4,9;7,1)	(6,0;8,9)	(5,3;8,0)	(8,7;13,3)	(5,5;8,0)	(5,9;9,2)
95%CI: Q ₇₅	(6,9;10,9)	(6,0;11,2)	(6,0;12,7)	(6,5;14,3)	(7,3;21,5)	(5,6;12,3)	(5,3;17,9)

N = počet hodnot – rozsah datového souboru;

mean = aritmetický průměr;

mean₁₀ = useknutý aritmetický průměr (10%);

Q₂₅ = první kvartil (25% percentil);

Q₇₅ = třetí kvartil (75% percentil);

sigma = výběrová směrodatná odchylka souboru;

sigma₁₀ = výběrová směrodatná odchylka souboru odpovídající useknutému průměru (10%);

95%CI = 95% interval spolehlivosti

4. Odběr vzorků půdního vzduchu

Zařízení pro odběr vzorků půdního vzduchu, které se běžně používá v České republice, sestává z tenké duté ocelové tyče s volným hrotem. Sonda se zatluče do půdy do hloubky 0,8 m pod povrchem. Potom se do sondy vloží protahovací drát a poklepáním na horní konec drátu se volný hrot na dolním konci sondy posune o několik centimetrů. Tak vznikne u dolního konce sondy dutina. Vzorky půdního vzduchu se odebírají sáním např.

pomocí velkoobjemové injekční stříkačky a převádějí do předem evakuovaných Lucasových komor (Fig. 3, anglická verze, kap.4.). Podobný princip odběru vzorků půdního vzduchu popisuje i Reimer (1990).

Měření objemové aktivity radonu v půdním vzduchu, která byla provedena v předchozích letech (Matolín et al. 2000, Neznal et al. 1994b, Neznal et al.1996a), naznačují závislost výsledků měření na hloubce odběru vzorků, na plynopropustnosti půdy, na rozměrech dutiny, z níž se vzorky půdního vzduchu odebírají, a na použité metodě odběru vzorků. V půdách s nízkou plynopropustností není odběr vzorků ve standardní geometrii často možný, je nutné zvětšit rozměry dutiny (t.j. aktivního prostoru) v půdě.

4.1. Geometrie aktivního prostoru

Ke studiu vztahu mezi objemovou aktivitou radonu v půdním vzduchu a měnící se geometrií aktivního prostoru byly využity čtyři testovací plochy charakterizované nízkou plynopropustností půdy, resp. vysokou půdní vlhkostí. Na každé testovací ploše se měření prováděla v devíti měřících bodech, v každém měřícím bodě se odebíraly vzorky vzduchu z různých hloubek a s použitím různých rozměrů aktivního prostoru:

- hloubka odběru 60 - 62 cm, výška dutiny 2 cm, označeno jako „geometrie 60 cm (2 cm)“;
- hloubka odběru 80 - 82 cm, výška dutiny 2 cm, označeno jako „geometrie 80 cm (2 cm)“;
- hloubka odběru 80 - 85 cm, výška dutiny 5 cm, označeno jako „geometrie 80 cm (5 cm)“;
- hloubka odběru 80 - 90 cm, výška dutiny 10 cm, označeno jako „geometrie 80 cm (10 cm)“;
- hloubka odběru 70 - 90 cm, výška dutiny 20 cm, (sonda byla povytažena zpět k povrchu), označeno jako „geometrie 70 - 90 cm“;
- hloubka odběru 60 - 90 cm, výška dutiny 30 cm, označeno jako „geometrie 60 - 90 cm“;
- hloubka odběru 40 - 90 cm, výška dutiny 50 cm, označeno jako „geometrie 40 - 90 cm“.

4.2. Terénní měření

Výsledky zaznamenané na třech testovacích plochách (plocha Světice, 20 km jv. od Prahy, skalní podklad ordovické břidlice, kvartérní pokryv sprašové hlíny; plocha Dubnice v severních Čechách, 20 km západně od Liberce, skalní podklad křídové slínovce a pískovce, pokryv deluviální a fluviální jílovitopísčité sedimenty; plocha Růžená v jižních Čechách, 90 km jižně od Prahy, skalní podklad melanokratická žula, pokryv deluviofluviální sedimenty) byly podobné. Téměř stejné hodnoty objemové aktivity radonu v půdním vzduchu byly dosaženy s „geometrií 80 cm (2 cm)“, „geometrií 80 cm (5 cm)“, a „geometrií

80 cm (10 cm)“. Hodnoty objemové aktivity radonu ve vzorcích odebraných s použitím „geometrie 70 - 90 cm“ byly trochu nižší, ale ještě srovnatelné. Výsledky dosažené s použitím „geometrie 60 - 90 cm“ byly nižší a podobné jako výsledky pozorované v případě „geometrie 60 (2 cm)“ (Fig. 4, anglická verze, kap.4.2.). Na čtvrté testovací ploše Ptice (20 km západně od Prahy, podloží tvoří ordovické jílovité břidlice, kvartérní pokryv eolicko-deluviální jílovité hlíny), charakterizované homogenním vertikálním půdním profilem nebyla pozorována téměř žádná závislost objemové aktivity radonu v půdním vzduchu na měnicích se rozměrech aktivního prostoru (Fig. 5, anglická verze, kap.4.2.).

4.3. Vliv změn geometrie dutiny na výsledky měření

Je možné konstatovat, že měřené hodnoty objemové aktivity radonu v půdním vzduchu nezávisí na měnicí se geometrií dutiny ani v půdách s nízkou plynopropustností, pokud je půdní vrstva homogenní.

Pokles objemové aktivity radonu v půdním vzduchu s rostoucí velikostí aktivního prostoru (t.j. při použití „geometrie 70 - 90 cm“, „geometrie 60 - 90 cm“, nebo „geometrie 40 - 90 cm“) indikuje nehomogenitu vertikálního půdního profilu a vyšší plynopropustnost půdy v povrchové vrstvě.

Perfektní těsnost všech částí odběrové aparatury je základní podmínkou bezchybného odběru vzorků půdního vzduchu v půdách s nízkou plynopropustností.

5. Stanovení plynopropustnosti půdy

Pro určení plynopropustnosti zemin je dle stávající metodiky stanovení radonového indexu pozemku možno využít přímá měření plynopropustnosti *in situ* nebo zrnitostní analýzu vzorků zemin (propustnost je odvozena z obsahu jemné frakce ve vzorku zeminy). Při odvození plynopropustnosti ze zrnitostního složení je závažným nedostatkem skutečnost, že tak nejsou zohledněny další významné parametry ovlivňující výslednou plynopropustnost (přirozená vlhkost, objemová hmotnost, efektivní pórovitost). V případě přímých měření plynopropustnosti jsou potom výsledky do značné míry ovlivněny parametry měřeného mikroprostoru. Nejčastěji používané přístroje pro přímá měření navíc neumožňují přesné stanovení plynopropustnosti v případě extrémně vysoké či naopak nízké plynopropustnosti (plynopropustnost kolísá v několika řádech). Ve stávající metodice navíc nejsou zahrnuta pravidla pro statistické hodnocení souboru hodnot plynopropustnosti (včetně požadovaného minimálního počtu měření), ani postupy hodnocení změn ve vertikálním profilu.

Pro zdokonalení metodiky jsme se zaměřili zvláště na výběr vhodných metod pro určení plynopropustnosti zemin a hornin a na plošné a časové změny plynopropustnosti a jejich vliv na výsledné stanovení radonového indexu. Podrobnější informace o výsledcích této části výzkumného projektu zabývající se stanovením plynopropustnosti zemin jsou obsaženy v práci Neznal a Neznal (2003).

5.1. Srovnání jednotlivých metod stanovení plynopropustnosti, terénní měření

Nejdříve bylo porovnáno stávající hodnocení plynopropustnosti s metodami používanými v zahraničí - rešerše zahraniční literatury (Tanner 1994), analýza dalších postupů - přímá měření pomocí jedné či více sond, varianty podtlakových či přetlakových systémů (Damkjaer and Korsbech, 1992), šíření plynné látky v zemině (Asher-Bolinder et al. 1990), možnost přenosu tlakových změn pro stanovení plynopropustnosti (Garbesi et al. 1993), odvození plynopropustnosti z dalších parametrů - propustnosti pro vodu (Rogers and Nielson 1991) či typu vegetace a vlhkosti (Morris and Fraley 1994). Výhody a nevýhody jednotlivých stanovení, včetně ekonomické stránky, byly zohledněny při vývoji tří prototypů přístrojů pro stanovení plynopropustnosti.

Testování těchto prototypů a srovnání s používanými postupy potvrdilo omezené možnosti při přímém měření plynopropustnosti. Jelikož se během přípravy prototypů nepodařilo sestavit vhodnější přístroj, pro další měření byl k dispozici systém RADON JOK. Sledování plošných a časových variací bylo realizováno na dvou plochách s odlišnými geologickými poměry (plocha Světice, 20 km jihovýchodně od Prahy, skalní podklad budují ordovické břidlice, pokryvné vrstvy sprašové hlíny; plocha Klánovice, ležící na východním okraji Prahy, podloží tvořeno křídovými pískovci, překrytými písky) každý měsíc během jednoho roku. Plynopropustnost byla měřena v 15 bodech v hloubce 0,8 m pod povrchem terénu, tj. v téže úrovni kde je odebírán půdní vzduch pro stanovení objemové aktivity radonu. Aby mohla být posuzována vzájemná korelace, byly dále sledovány i další parametry a jejich změny v ploše a čase (zvláště objemová aktivita radonu a přirozená vlhkost). Pro konečné hodnocení byly k dispozici i výsledky měření z ploch Kocanda a Lysá nad Labem (kap. 8.1.).

Pro srovnání přímého měření plynopropustnosti s plynopropustností odvozenou ze zrnitostního složení byla realizována měření na dalších 21 plochách. Srovnání bylo zaměřeno na celkové hodnocení plynopropustnosti vycházející z makroskopického popisu změn jednotlivých parametrů ve vertikálním profilu, na hodnocení založené na přímém měření plynopropustnosti a konečně na hodnocení plynopropustnosti odvozené ze zrnitostního složení a obsahu jemné frakce ve vzorcích zemin.

5.2 Výsledky terénních měření

Z pozorovaných časových závislostí vyplývá, že vysoké koeficienty korelace mezi jednotlivými parametry byly zjištěny na plochách s homogenním a vysoce plynopropustným prostředím. Naopak na plochách se střední či nízkou plynopropustností nebyla nalezena prakticky žádná korelace mezi objemovou aktivitou radonu v půdním vzduchu a plynopropustností, ani mezi plynopropustností a přirozenou vlhkostí či mezi dalšími parametry. Tento závěr byl dokonce potvrzen i na ploše s vysokou plynopropustností, kde byly svrchní horizonty poměrně vysoce saturovány vodou (Fig. 6, anglická verze, kap.5.2.).

Při statistickém vyhodnocení souboru hodnot měřených plynopropustností je nutné uvážit, že jednotlivé hodnoty mohou být, zvláště v případě střední či nízké plynopropustnosti, ovlivněny parametry měřeného mikroprostoru. Vyhodnocení tak mohlo být zkresleno jak výskytem anomálních hodnot odpovídajících vysoké plynopropustnosti, tak na druhé straně i „nepřesnými“ hodnotami pod dolní hranicí měřitelnosti v případě extrémně nízké plynopropustnosti. Pro hodnocení plynopropustnosti na základě přímých měření by tak měl být vyžadován poměrně rozsáhlý soubor přímých měření.

Při srovnání různých způsobů stanovení plynopropustnosti na 21 plochách bylo zjištěno, že u naprosté většiny ploch odpovídá celkové hodnocení plynopropustnosti vycházející z makroskopického popisu změn jednotlivých parametrů ve vertikálním profilu a hodnocení založené na přímém měření plynopropustnosti, částečně potom i hodnocení plynopropustnosti odvozené ze zrnitostního složení. Pokud je hodnocení na základě zrnitostní analýzy odlišné, „podcenění“ plynopropustnosti a tedy nižší plynopropustnost vycházející ze zrnitostního složení je zpravidla způsobena nižší přirozenou vlhkostí či výskytem mikro a makrotrhlin. Naopak nadhodnocení plynopropustnosti je možné např. u jemnozrnných písků s vysokou přirozenou vlhkostí.

5.3. Hodnocení plynopropustnosti

Pro stanovení plynopropustnosti je v rámci novelizovaného znění metodiky doporučeno uvážit dva postupy, přímé měření plynopropustnosti zemin *in situ* na základě rozsáhlého souboru měření či tzv. odborné posouzení plynopropustnosti zemin.

Přímé měření plynopropustnosti zemin by mělo být prováděno v hloubce 0,8 m pod povrchem terénu. Doporučený postup měření odpovídá přístrojům pracujícím na principu měření průtoku vzduchu při jeho vysávání ze zeminy nebo při jeho vtlačení do zeminy za použití stálého tlakového rozdílu.

V případě přímého měření plynopropustnosti jsou požadavky na minimální počet

měřících bodů stejné jako u měření objemové aktivity radonu v půdním vzduchu, tj. minimálně 15 měřících bodů u jednotlivého objektu (pozemky menší nebo rovné 800 m²), a měření v síti 10 x 10 m u větších ploch (pozemky > 800 m²). Rozhodujícím parametrem pro stanovení radonového indexu pozemku je třetí kvartil datového souboru, který snižuje vliv ojedinělých vysokých hodnot plynopropustnosti.

V případě přímého měření plynopropustnosti zemin není pro stanovení radonového indexu pozemku nutný popis zemin ve vertikálním profilu, ale posuzovatel odpovědný za hodnocení musí posoudit lokální anomálie plynopropustnosti a plošnou variabilitu dat.

Odborné posouzení plynopropustnosti je využíváno, pokud není plynopropustnost zemin měřena přímo ve všech shodných odběrových bodech, kde je stanovena objemová aktivita radonu v půdním vzduchu. Odborné posouzení, kdy je výsledkem zařazení do jedné ze třech kategorií propustnosti (klasifikace nízká - střední - vysoká), je založeno na popisu zemin ve vertikálním profilu do hloubky min. 1,0 m a je doplněno alespoň jednou z následujících metod:

- (a) Makroskopický popis vzorků odebraných z hloubky 0,8 m, včetně klasifikace plynopropustnosti (nízká - střední - vysoká). Při této klasifikaci se využívá odhadu obsahu jemné frakce „f“ (<0,063 mm) v zeminách a horninách.
- (b) Subjektivní hodnocení odporu sání při odběru vzorků půdního vzduchu ve všech odběrových bodech, včetně odhadu převažující klasifikace plynopropustnosti (nízká - střední - vysoká).

Během odborného posouzení plynopropustnosti zemin, které vychází z odborného, ale subjektivního hodnocení erudovaným zpracovatelem posudku, je nutné popsat a uvážit změny parametrů ve vertikálním profilu od povrchu terénu do úrovně předpokládaného zakládání stavby, resp. do úrovně předpokládaného kontaktu budova – podloží.

6. Rychlost plošné exhalace radonu z povrchu půdy

Podrobná analýza výsledků měření, stejně jako další informace o měření rychlosti plošné exhalace radonu z povrchu půdy v rámci výzkumného úkolu, jsou obsaženy v práci Neznal and Neznal 2002.

Jednotný postup, který se v České republice používá pro stanovení radonového rizika základových půd, je založen na měření objemové aktivity radonu v půdním vzduchu a na určení plynopropustnosti půdy. Vzorky půdního vzduchu se odebírají z hloubky 0,8 m pod povrchem. V některých speciálních případech - když je tloušťka pokryvu velmi malá a skalní podklad vystupuje mělce k povrchu terénu, nebo při saturaci odběrového horizontu

vodou - je odběr vzorků půdního vzduchu komplikovaný nebo téměř nemožný. Nabízí se otázka: Nebylo by možné nahradit objemovou aktivitu radonu v půdním vzduchu jiným parametrem?

Rychlost plošné exhalace radonu je parametr, který umožňuje popsat radonový potenciál půdy nebo radonový potenciál odpadových materiálů kontaminovaných přírodními radionuklidy. Existují různé metody pro měření rychlosti plošné exhalace - např. metoda využívající jednoduchý akumulátor (Hinton 1985, Anděl et al. 1994, Neznal et al. 1996b, Merta and Burian 2000). Na druhé straně je známa alespoň jedna vážná nevýhoda spojená s měřením tohoto parametru: Protože stav zemského povrchu výrazně ovlivňuje měnící se počasí, lze očekávat velkou časovou proměnlivost výsledků měření rychlosti plošné exhalace na daném místě.

6.1. Metoda využívající jednoduchý akumulátor

Stanovení rychlosti plošné exhalace radonu metodou jednoduchého akumulátoru je založeno na měření rostoucí objemové aktivity radonu pod válcovým poklopem, přiloženým na měřený povrch. Při terénních měřeních byl použit válcový poklop se základnou o ploše 0,08 m², vysoký 0,2 m. Jedno stanovení rychlosti plošné exhalace radonu vycházelo z měření nárůstu objemové aktivity radonu ve čtyřech vzorcích vzduchu odebraných z akumulátoru v pravidelných 40-ti nebo 60-ti minutových intervalech. V rámci výzkumu byly stanovovány i další parametry. Vzorky půdního vzduchu na měření objemové aktivity radonu se odebíraly z hloubky 0,8 m. K přímým měřením plynopropustnosti *in situ* byl použit přístroj RADON-JOK, který pracuje na principu vysávání plynu ze zeminového prostředí pod stálým, přesně nastavitelným tlakovým rozdílem. Půdní vlhkost se stanovovala vážením původních a vysušených vzorků půdy. K měření časových změn půdní vlhkosti byla použita nepřímá metoda založená na měření relativní dielektrické konstanty zemin.

6.2. Testovací plochy

Většina terénních měření proběhla na čtyřech testovacích plochách charakterizovaných odlišnými geologickými podmínkami (plocha Dubnice v severních Čechách, 20 km západně od Liberce, skalní podklad tvoří křídové jílovce a pískovce, překryté jílovitými písky a písčitými jíly; plocha Stráž, ležící v severních Čechách v sousedství města Stráž pod Ralskem v areálu odkaliště Chemické úpravy uranové rudy; plocha Růžená v jižních Čechách, 90 km jižně od Prahy, skalní podloží tvoří melanokratická žula, vystupující mělce k povrchu terénu; plocha Žibřidice v severních Čechách, 18 km západně od Liberce,

podloží reprezentují křídové pískovce, překryté jílovitými a písčitými náplavy). V jednom dni měření se stanovovala rychlost plošné exhalace radonu, plynopropustnost půdy a objemová aktivita radonu v půdním vzduchu v deseti různých měřících bodech. Vlhkost půdy se stanovovala v šesti sondách v různých hloubkách pod povrchem země. Časové změny všech uvedených parametrů se sledovaly od léta 2000 do léta 2001. Měření se opakovala každý druhý měsíc, t.j. celkem sedmkrát na každé ploše.

Na testovacích plochách Dubnice a Stráž byly testovány dva různé způsoby uložení akumulátoru na měřený povrch: (a) poklop přiložený na neporušený povrch půdy a utěsněný po obvodu jílem nebo jílovitým pískem (tento způsob je dále označen jako „povrch“); (b) svrchní vrstva půdy byla odstraněna a poklop byl uložen se základnou zhruba 10 cm pod povrchem země (dále označeno jako „-10cm“).

V září 2001 se uskutečnila doplňující měření rychlosti plošné exhalace radonu, plynopropustnosti půdy a objemové aktivity radonu v půdním vzduchu na další testovací ploše Zdiměřice (situované asi 5 km jihovýchodně od okraje Prahy, podloží tvoří proterozoické břidlice, svrchní horizonty jíly), vybrané pro extrémně nízkou plynopropustnost půdy a saturaci vrchních vrstev půdy vodou.

6.3. Použitelnost metody

Podrobný přehled a analýza výsledků je obsažena v práci Neznal and Neznal (2002). Plošná proměnlivost rychlosti plošné exhalace radonu byla srovnatelná nebo mírně vyšší než plošná variabilita objemové aktivity radonu v půdním vzduchu. Větší proměnlivost byla pozorována tehdy, pokud měření probíhalo za extrémních meteorologických podmínek - když byl půdní povrch zmrzlý nebo zaplavený vodou, nebo za silného větru.

Časová variabilita rychlosti plošné exhalace radonu byla významně vyšší než časová variabilita objemové aktivity radonu v půdním vzduchu (ve vzorcích odebíraných z hloubky 0,8 m pod povrchem). Na dvou testovacích plochách se testovaly dva různé způsoby uložení akumulátoru na měřený povrch („povrch“ a „-10 cm“). Oproti očekávání se nepotvrdilo, že by druhý způsob byl méně citlivý na změny meteorologických podmínek. Časová proměnlivost naměřených hodnot byla u obou metod podobná.

Závislost mezi rychlostí plošné exhalace radonu z povrchu půdy a objemovou aktivitou radonu v půdním vzduchu, stejně jako závislost mezi rychlostí plošné exhalace radonu a vlhkostí půdy byla obecně velmi slabá. Tento závěr platí i pro půdní vlhkost v hloubce 0,1 m pod povrchem.

Je možné konstatovat, že měřené hodnoty rychlosti plošné exhalace radonu jsou silně

ovlivňovány podmínkami na povrchu půdy. Výrazně nižší hodnoty byly pozorovány v době, kdy byl povrch země zmrzlý nebo pokrytý vodou. Na testovací ploše Růžená došlo k poklesu rychlosti plošné exhalace radonu po zhutnění povrchových vrstev půdy při těžbě dřeva.

Doplňující měření na testovací ploše Zdiměřice ukázalo, že použití rychlosti plošné exhalace radonu ke stanovení radonového potenciálu na místech s nízkou plynopropustností a saturovaných vodou není vhodné. Za těchto podmínek jsou měřené hodnoty rychlosti plošné exhalace radonu velmi nízké, i když hodnoty objemové aktivity radonu v půdním vzduchu indikují vysoký radonový potenciál.

Z uvedených důvodů není možné doporučit měření rychlosti plošné exhalace radonu z povrchu půdy jako standardní doplňkovou metodu pro stanovení radonového rizika základových půd.

7. Okamžité, kontinuální a integrální měření objemové aktivity radonu v půdním vzduchu

Hodnocení radonového indexu pozemku je založeno na stanovení objemové aktivity radonu v půdním vzduchu. Převážně používané postupy jsou založeny na okamžitém (časově náhodném) odběru vzorku půdního vzduchu a následném měření nejčastěji pomocí Lucasových komor. Tato část výzkumného projektu byla zaměřena na posouzení teplotní stability přístrojů s Lucasovými komorami a srovnání výsledků okamžitých měření radonu s terénním měřením kontinuálním a integrálním.

7.1. Laboratorní testy a terénní srovnávací měření

Po zpracování rešerše odborné literatury k vlivu teplot na scintilační detektory radonu byly provedeny laboratorní testy vlivu teplot na výsledky měření. Opakovaně se stanovovala odezva přístrojů s Lucasovými komorami na kontrolní zdroj záření alfa při teplotách v mezích od -6 do + 35 °C. Třetí krok představovalo terénní srovnávací měření. Sledovaly se krátkodobé změny objemové aktivity radonu v půdním vzduchu s použitím různých měřících metod - okamžitá měření (Lucasovy komory), kontinuální monitory objemové aktivity radonu, integrální stopové detektory.

Podrobný popis měřící techniky a výsledky srovnávacích měření jsou obsahem článku Neznal et al. (2004).

7.2. Vyhodnocení výsledků

Laboratorní testy přístrojů s Lucasovými komorami potvrdily závislost odezvy přístrojů na teplotě, zejména v případě, není-li nastavení pracovního napětí fotonásobiče scintilačního počítače optimální ve středu plata pracovní charakteristiky. Terénní srovnávací měření radonu v půdním vzduchu indikovala časové změny menšího rozsahu, jejichž časový průběh nebyl u různých metod stejného trendu. Příklad je uveden na Obr. 7 (Fig. 7, anglická verze, kap.7.2.).

Podstatná část pozorovaných časových změn je pravděpodobně způsobena chybami a fluktuacemi samotných měřících metod a neodráží skutečné časové variace měřené veličiny.

Pokud měření neprobíhá za extrémních meteorologických podmínek, jsou všechny testované metody pro stanovení radonového indexu obecně použitelné. Významnou nevýhodou kontinuálních a integrálních metod je ovšem jejich podstatně vyšší cena.

8. Posouzení vlivu dalších parametrů půdy na stanovení radonového indexu

Stávající metodika stanovení radonového indexu pozemku je založena na měření objemové aktivity radonu v půdním vzduchu a na určení plynopropustnosti zemin a hornin. Plynopropustnost je tak jedním ze dvou rozhodujících parametrů pro konečné stanovení radonového indexu.

V některých případech je ovšem určení výsledné plynopropustnosti velmi těžké, např. v případě velkých změn plynopropustnosti v horizontálním směru (Ball et al. 1981, Tanner 1991). Z těchto důvodů bylo náplní dílčího úkolu zvážit, zda není k dispozici jiný parametr než plynopropustnost, který by mohl lépe popsat radonový potenciál území. Zaměřili jsme se na porovnání výhod a nevýhod jednotlivých parametrů zemin (přirozená vlhkost, stupeň saturace, efektivní pórovitost, pórovitost, objemová hmotnost a suchá objemová hmotnost) pro stanovení radonového indexu pozemku, s ohledem na plošné a časové variace těchto parametrů, včetně dostupnosti měřících metod a přístrojového vybavení.

8.1. Vybrané parametry

Pro porovnání výhod a nevýhod spojených s jednotlivými zmíněnými parametry byla realizována měření na dvou testovacích plochách s homogenním, ale odlišným vertikálním profilem (plocha Lysá nad Labem, situována na východním okraji města Lysá nad Labem 40 km východně od Prahy, skalní podklad tvoří křídové sedimenty, kvartérní pokryv

fluviální písky; plocha Kocanda, ležící 50 km východně od Prahy, podloží buduje proterozoická pararula, kvartérní pokryv spraš a sprašová hlína). Zásadní úkol představoval výběr parametrů a postupů jejich stanovení. Jelikož byly sledované parametry uvažovány pro rutinní komerční měření, byly zároveň posuzovány i ekonomické souvislosti jejich stanovení, a při vlastním sledování jsme se zaměřili na polní metody. Pro měření byly vybrány následující parametry: plynopropustnost, přirozená vlhkost, pórovitost, stupeň saturace, objemová a měrná hmotnost zemin. Tyto parametry, stejně jako objemová aktivita radonu v půdním vzduchu, byly zjišťovány každý měsíc během jednoho roku, zpravidla v 15 odběrových bodech v různých hloubkách pod povrchem terénu. Pro výsledné posouzení byla dále k dispozici i vybraná data z měření na plochách Klánovice, Světica (kap. 5.1.).

8.2. Použitelnost jednotlivých parametrů

Poměrně dobrá korelace mezi jednotlivými parametry byla zjištěna na plochách s homogenním a vysoce plynopropustným prostředím. Koeficienty korelace mezi hodnotami mediánů na testovací ploše Lysá nad Labem (plocha s homogenními svrchními vrstvami, charakteristická poměrně nízkými hodnotami objemové aktivity radonu v půdním vzduchu a vysokou plynopropustností) byly následující:

$$\begin{array}{ll}
 c_{Rn}(0.8m)/c_{Rn}(0.4m) = 0.92 & k(0.8m)/k(0.4m) = 0.83 \\
 c_{Rn}(0.8m)/k(0.8m) = -0.68 & c_{Rn}(0.4m)/k(0.4m) = -0.60 \\
 c_{Rn}(0.8m)/w(0.1m) = 0.70 & k(0.8m)/w(0.1m) = -0.52 \\
 c_{Rn}(0.8m)/w(0.25m) = 0.88 & k(0.8m)/w(0.25m) = -0.66
 \end{array}$$

Pozn.: Hodnoty v závorce představují hloubku pod povrchem terénu; c_{Rn} je objemová aktivita radonu v půdním vzduchu, k je plynopropustnost, w je přirozená vlhkost.

Naopak na plochách se střední či nízkou plynopropustností nebyla nalezena prakticky žádná korelace mezi objemovou aktivitou radonu v půdním vzduchu a plynopropustností, ani mezi plynopropustností a přirozenou vlhkostí či mezi dalšími parametry. Tento případ ilustruje i Obr. 8 (Fig. 8, anglická verze, kap.8.2.) - testovací plocha Kocanda. Ačkoli vykazuje tato plocha poměrně homogenní svrchní horizonty, při posuzování vzájemných vztahů mezi parametry se projevila velká plošná variabilita i změny ve vertikálním směru. Nejednalo se přitom pouze o plynopropustnost, kdy byly hodnoty podstatně ovlivněny dílčími změnami v charakteru zeminy. Obdobné závěry byly zaznamenány i na ploše

s vysokou plynopropustností, kde byly svrchní horizonty poměrně vysoce saturovány vodou (testovací plocha Klánovice).

Zmíněné roční sledování bylo doplněno opakovaným měřením objemové aktivity radonu a plynopropustnosti na ploše Prosek v Praze 9 s podstatně změněnými povrchovými vrstvami (před a po strojovém zhutnění a vápenné stabilizaci, svrchní horizonty tvoří spraše, překrývající křídové pískovce). Nižší hodnoty objemové aktivity radonu v půdním vzduchu odpovídající vyšší plynopropustnosti před těmito úpravami a vyšší hodnoty objemové aktivity radonu odpovídající nižší plynopropustnosti po těchto úpravách vyústily ve stejné hodnocení radonového potenciálu území.

Pro novelizované znění metodiky je doporučeno hodnotit co možná nejvíce parametrů a jejich změny ve vertikálním profilu od povrchu terénu do úrovně předpokládaného zakládání stavby, resp. do úrovně předpokládaného kontaktu budova – podloží. Je nutné co nejlépe makroskopicky popsat následující parametry: plynopropustnost, zrnitostní složení, přirozenou vlhkost, stupeň saturace, efektivní pórovitost, pórovitost, objemovou hmotnost v přirozeném uložení a suchou objemovou hmotnost, zhutnění, mocnost kvartérního pokryvu, charakter zvětrání svrchních horizontů skalního podkladu a změny povrchu terénu vyvolané antropogenní činností.

9. Radon availability

Pro klasifikaci radonového rizika základových půd se používají dva hlavní parametry - objemová aktivita radonu v půdním vzduchu a plynopropustnost půd. Podle původní jednotné metody, která se používá v České republice (Barnet 1994), je hodnocení semikvantitativní (viz Tab. 1). Klasifikace plynopropustnosti je založena na popisu vertikálního profilu. Pokud jde o objemovou aktivitu radonu v půdním vzduchu, za rozhodující hodnotu se považuje třetí kvartil souboru naměřených hodnot.

Pro praktickou použitelnost výsledků radonového průzkumu - výběr optimální stavební technologie - se jeví užitečným definovat jediný parametr pro popis radonového potenciálu základových půd. V zahraniční literatuře se převážně nazývá radon availability, pro vybraný model využitý v metodice byl zvolen překlad radonový potenciál. Tento parametr by měl umožnit přesnější posouzení radonového rizika zejména v hraničních případech, kdy se naměřené hodnoty blíží mezím, které oddělují jednotlivé kategorie rizika. Předmětem výzkumu bylo studium a testování různých přístupů a modelů radon availability.

9.1. Testované modely

Po zpracování přehledu dostupné literatury se podrobněji zkoumalo pět různých modelů radon availability. Již na počátku se vyskytla řada problémů týkajících se zejména otázky, jak vůbec ověřovat shodu zcela rozdílných modelů (s proměnlivými požadavky na kvalitu vstupních dat, s rozdílnými výstupy, apod.). Další potíže souvisely s tím, že měření plynopropustnosti půd není standardizováno a porovnávání dat získaných různými metodami je velmi problematické.

Nakonec byly ověřovány tři modely. Švýcarský přístup, původně navržený Surbeckem et al. (1991) a později modifikovaný (Surbeck and Johner 1999), je také založen na stanovení objemové aktivity radonu v půdním vzduchu a plynopropustnosti půd. Radon availability se vyjadřuje jako $RA = c_{Rn} \cdot k$, nebo $RA = c_{Rn} \cdot (k)^{1/2}$ (c_{Rn} je objemová aktivita radonu v půdním vzduchu, k je plynopropustnost). Jiný postup, podobný českému, navrhli Kemski et al. (1996). Opět se měří objemová aktivita radonu a plynopropustnost, radon availability se vyjadřuje jako tzv. radonový index a nabývá hodnot od 0 do 6. Měřicí metody, stejně jako hranice oddělující kategorie radonového rizika (radonového indexu), jsou v porovnání s českou metodou poněkud odlišné. Poslední koncept radon availability (Neznal et al. 1995), který se testoval, je podrobně popsán v kapitole 2.5.1. (již pod názvem radonový potenciál).

Aby se snížily chyby způsobené chybějící standardizací měření plynopropustnosti, hraniční hodnoty plynopropustnosti byly ve všech modelech upraveny tak, aby byly srovnatelné s hraničními hodnotami používanými v České republice. Dvě verze všech výše zmíněných modelů (označené jako „Surbeck I“, „Surbeck II“, „Kemski I“, „Kemski II“, „Neznal I“ a „Neznal II“) se ověřovaly s použitím archivních dat společnosti RADON v.o.s. - hodnot objemové aktivity radonu a plynopropustnosti naměřených na 25 stavebních plochách. Verze „Surbeck I“ je prostý násobek objemové aktivity radonu v půdním vzduchu a plynopropustnosti, verze „Surbeck II“ je založena na součinu objemové aktivity radonu a druhé odmocniny plynopropustnosti. Obě verze modelu „Kemski“ využívají stejné hraniční hodnoty objemové aktivity radonu oddělující kategorie radonového rizika (10 kBq.m⁻³, 30 kBq.m⁻³, 100 kBq.m⁻³ a 500 kBq.m⁻³), ale odlišné hranice pro propustnost (verze „Kemski I“ - 4.10⁻¹² m² a 4.10⁻¹³ m², verze Kemski II - 4.10⁻¹² m² a 4.10⁻¹⁴ m²). Model „Neznal I“ je definován vztahy:

$$- \log k = 1/10 \cdot c_A - (1/10 + \log 1E-10) = 0,1 c_A + 9,9$$

$$- \log k = 1/35 \cdot c_A - (1/35 + \log 1E-10) = 0,0286 c_A + 9,971$$

$$RA = (- \log k - 10) / (c_A - 1),$$

tedy směrnice přímk jsou dány hodnotami 1/10 a 1/35 a jejich průsečík odpovídá hodnotám $c_A = 1 \text{ kBq/m}^3$, resp. $k = 1\text{E-}10 \text{ m}^2$.

Konečně verze „Neznal II“ má rozšířený interval střední propustnosti a je určena rovnicemi:

$$-\log k = 2/10 \cdot c_A - (2/10 + \log 2,524\text{E-}9) = 0,2 c_A + 8,398$$

$$-\log k = 2/35 \cdot c_A - (2/35 + \log 2,524\text{E-}9) = 0,0571 c_A + 8,540$$

$$RA = (- \log k - 8,598) / (c_A - 1),$$

tedy směrnice přímk jsou dány hodnotami 2/10 a 2/35 a jejich průsečík odpovídá hodnotám $c_A = 1 \text{ kBq/m}^3$, resp. $k = 2,524\text{E-}9 \text{ m}^2$.

V případě objemové aktivity radonu se jako rozhodující parametry testovaly maximální hodnoty a hodnoty třetího kvartilu příslušných datových souborů. Pro plynopropustnost to byly hodnoty třetího kvartilu a mediánu. Výsledné hodnoty radonového indexu, stanovené s použitím různých modelů, se porovnávaly s hodnotami radonového indexu určenými podle původní jednotné metody. Základní srovnání testovaných modelů je uvedeno na Obr. 9. (Fig. 9, anglická verze, kap.9.1.). Ověřování se týkalo také reprodukovatelnosti hodnocení - pro tento účel byly použity výsledky opakovaných měření na několika testovacích plochách.

9.2. Porovnání různých přístupů

Shoda mezi výsledky hodnocení podle původní metody a s použitím modelů „Neznal“ a „Kemski“ byla podle očekávání dobrá, protože hranice oddělující jednotlivá pásma rizika jsou v těchto modelech podobné (viz Tab. 3). Více odlišné bylo hodnocení podle Surbeckových modelů. Ve většině případů byly v nejlepší shodě výsledky pro třetí kvartil objemové aktivity radonu v půdním vzduchu a pro třetí kvartil plynopropustnosti.

Rozporné výsledky hodnocení se týkaly zejména stavebních ploch charakterizovaných hraničními podmínkami. Obvykle je bylo možné vysvětlit rozdílnou klasifikací plynopropustnosti při použití různých metod (popis vertikálního profilu a měření *in situ*).

Reprodukovatelnost hodnocení byla relativně dobrá, bez ohledu na použitý model.

Na základě výsledků testů lze konstatovat, že všechny modely jsou obecně použitelné. Proměnlivé výsledky hodnocení byly způsobeny především rozdílnou klasifikací plynopropustnosti - na některých plochách byla plynopropustnost odvozená z popisu vertikálního profilu nižší než plynopropustnost měřená *in situ*.

Aby se zachovala kontinuita s původní metodikou, byl pro začlenění do novelizované metodiky doporučen model „Neznal I“. Model je zcela obecný a je možné ho různě modifikovat - např. definovat přechodová pásma mezi nízkým a středním a středním a vysokým radonovým indexem.

Tab. 3 – Posouzení shody výsledného hodnocení radonového indexu podle testovaných modelů a podle stávající metodiky na 25 plochách

Rozhodující parametry	Surbeck I		Surbeck II		Neznal I		Neznal II		Kemski I		Kemski II	
	S	N	S	N	S	N	S	N	S	N	S	N
maximum c_{Rn} ; median k	11	14	12	13	22	3	21	4	20	5	21	4
maximum c_{Rn} ; třetí kvartil k	11	14	13	12	18	7	22	3	20	5	21	4
třetí kvartil c_{Rn} ; median k	9	16	14	11	18	7	21	4	21	4	24	1
třetí kvartil c_{Rn} ; třetí kvartil k	13	12	15	10	21	4	21	4	24	1	24	1

S = shoda, N = neshoda; c_{Rn} = objemová aktivita radonu; k = plynopropustnost

10. Vývoj referenčních ploch pro stanovení objemové aktivity radonu v půdním vzduchu

Srovnávací měření objemové aktivity radonu (^{222}Rn) v půdním vzduchu na referenčních plochách je prověřením jednotnosti a správnosti výsledků určení objemové aktivity radonu v půdním vzduchu pro účely stanovení radonového indexu pozemků v České republice. Úspěšné srovnávací měření je pro organizace realizující stanovení radonového indexu pozemků v ČR jednou z podmínek pro získání povolení pro tuto činnost (zákon č. 18/1997 Sb. ve znění pozdějších úprav). Referenční plochy jsou vybrané přírodní plochy splňující požadavky rozdílné úrovně objemové aktivity radonu v půdním vzduchu, rovnoměrné distribuce radonu v mezích referenční plochy, vhodné mocnosti a plynopropustnosti zemin umožňujících odběry vzorků půdního vzduchu v hloubce 0,8 m, znalosti strukturně geologické situace a koncentrací K, U a Th v horninách, časových změn objemové aktivity radonu v zeminách, přístupnosti na referenční plochy pro vozidla a přístroje a jejich malé vzájemné vzdálenosti. Více informací o této části výzkumného projektu je obsaženo v práci Matolín (2002).

10.1. Referenční plochy pro srovnávací měření objemové aktivity radonu v půdním vzduchu v České republice

Při vyhledávání a výzkumu ploch byly použity metody měření radonu, gama spektrometrie, geoelektrické metody, mělká seismika, ruční vrty a analýza zemin a měření plynopropustnosti zemin.

Tři nové referenční plochy leží 60 km jz. od Prahy, v oblasti Milína, jsou na travnatých pozemcích, každá referenční plocha zahrnuje 15 stabilizovaných bodů v měřičské síti 5 x 5 m.

Referenční plocha Cetyně leží 5 km jv. od Milína, podloží tvoří leukokráttní biotitická ortorula jílovského pásma, která je pokrytá fluviálními kvartérními písčitymi hlínami a hlinitými písky. Střední hodnota mediánů objemové aktivity radonu v půdním vzduchu na ploše, stanovená z ročních opakovaných měření, je 31,6 kBq/m³ a thoronu 44,7 kBq/m³, koncentrace přírodních radionuklidů v zeminách je 1,2 % K, 2,0 ppm eU a 8,9 ppm eTh. Plynopropustnost je v jednotlivých bodech plochy nízká až vysoká.

Referenční plocha Bohostice leží 7 km jv. od Milína, podloží je tvořeno leukokráttní biotitickou ortorulou, kterou pokrývají kvartérní písčité hlíny a hlinité písky. Střední hodnota mediánů objemové aktivity radonu v půdním vzduchu na ploše je 51,8 kBq/m³ a thoronu 39,7 kBq/m³. Koncentrace přírodních radionuklidů v zeminách je 1,4 % K, 2,3 ppm eU, 7,0 ppm eTh. Plynopropustnost zemin je nízká až vysoká, odběry vzorků vzduchu jsou snadné.

Referenční plocha Buk leží 2 km ssv. od Milína, podloží tvoří středně zrnitý biotitický až amfibol-biotitický granodiorit (milínský typ) středočeského plutonu. Zeminy odpovídají eluviu granodioritu. Střední hodnota mediánů objemové aktivity radonu v půdním vzduchu na ploše je 154,7 kBq/m³ a thoronu 119,5 kBq/m³. Koncentrace přírodních radionuklidů v zeminách je 2,3 % K, 3,6 ppm eU a 13,8 ppm eTh. Plynopropustnost zemin je vysoká a odběry vzorků půdního vzduchu jsou snadné.

Základní parametry referenčních ploch jsou uvedeny v Tab. 4

Tab. 4 – Charakteristiky testovacích referenčních ploch

Parametr	Referenční plocha		
	Cetyně	Bohostice	Buk
^{222}Rn , průměr mediánů/rok (kBq/m^3)	31,6	51,8	154,7
^{222}Rn , střední hodnota variačního koef. V	0,39	0,17	0,27
^{220}Rn , průměr mediánů/rok (kBq/m^3)	44,7	39,7	119,5
^{220}Rn , střední hodnota variačního koef. V	0,31	0,29	0,23
U, (ppm eU)	2,0	2,3	3,6
Th, (ppm eTh)	8,9	7,0	13,8
Plynopropustnost	N, (S), V	(N), (S), V	V
Vlhkost – v hmotnostních % vody (%)	16,8 – 24,4	15,1 – 21,5	9,7 – 14,8

Plynopropustnost: N – nízká, S – střední, V – vysoká

10.2. Časová proměnnost parametrů referenčních ploch

K posouzení charakteristik referenčních ploch a jejich časové proměnnosti byla v období jednoho roku 2000 – 2001 na stabilizovaných bodech referenčních ploch realizována opakovaná měření objemové aktivity radonu, objemové aktivity thoronu, plynopropustnosti zemin *in situ*, vlhkosti zemin a teploty atmosférického vzduchu. Vlhkost zemin byla též stanovena laboratorně. Výsledky opakovaných měření vymezila rozsah změn sledovaných parametrů během klimatického roku.

10.3. Testy spolehlivosti stanovení objemové aktivity radonu v půdním vzduchu

Testy spolehlivosti výsledků měření objemové aktivity radonu v půdním vzduchu jsou založeny na srovnání výsledků testované organizace s výsledky správce referenčních ploch a dalších organizací v den měření a se souborem dat všech předcházejících měření na referenčních plochách. Organizace ověřující si správnost hodnot stanovení objemové aktivity radonu v půdním vzduchu změří a stanoví vlastním postupem a přístrojem hodnoty u 15 stabilizovaných bodů měřičské sítě na každé referenční ploše. Výsledky vyjádřené v kBq/m^3 radonu (^{222}Rn) se testují počítačovým programem TestMOAR, sestaveným M. Bartoněm, pracovníkem oddělení Aplikované matematiky a výpočetní techniky PŘF UK v Praze, za užití statistických metod. Data jsou podrobena 3 dílčím testům.

Test 1 je založen na výpočtu rozdílů hodnot objemové aktivity radonu na jednotlivých bodech (N=15) referenční plochy a mediánu odpovídajících hodnot uvedených správcem a dalšími organizacemi ve skupině v den měření. Test 1 je použit pro úroveň spolehlivosti $\alpha = 1 \%$.

Test 2 určuje těsnost lineární regrese $y = a + bx$ a její parametry mezi objemovými aktivitami radonu v půdním vzduchu všech bodů tří referenčních ploch ($N = 3 \times 15 = 45$), uvedenými testovanou organizací (y), a mediány (x) hodnot pro odpovídající body uvedenými správcem a organizacemi měřícími ve skupině. Test 2 je použit pro úroveň spolehlivosti $\alpha = 1 \%$.

Test 3 stanoví aritmetické průměry objemové aktivity radonu v půdním vzduchu uvedené testovanou organizací pro jednotlivé referenční plochy a normuje je ve dvou krocích: k odpovídajícím středním hodnotám na ploše z měření správce a v druhém kroku ke střední hodnotě této normované veličiny stanovené ze souboru dat všech předcházejících měření organizací na referenční ploše. Ideální hodnota výsledné normované veličiny je rovna 1, přípustné odchylky jsou v mezích 0,7 – 1,3. Test je proveden pro měření na každé referenční ploše, hodnocení se řídí sumarizací jednotlivých výsledků na plochách.

Výsledný protokol uvádí vypočtené numerické údaje a kritické hodnoty jednotlivých testů.

Nové radonové referenční plochy (Matolín et. al. 2001), dostupné od roku 2000, jsou významné pro hodnocení údajů o radonu v horninách v rámci výzkumů v geovědách, jsou zásadní při stanovení radonového rizika stavebních pozemků a přispívají k projektu globální standardizace údajů o radionuklidech v horninách (IAEA, in print).

11. Ověření metodiky pro mapování radonového rizika

Podle původní metodiky (Barnet 1994) byla realizována také měření na testovacích plochách pro mapování. Tyto údaje jsou využívány při tvorbě map radonového indexu geologického podloží v M 1:50000, které jsou určeny pro ekonomické a cílené vyhledávání objektů s překročenými hodnotami objemové aktivity radonu ve vnitřním prostředí (Barnet et al. 2003).

Po vytvoření nové metodiky stanovení radonového indexu pozemku bylo nutné posoudit, zda je vhodná i pro tento účel. Zároveň byla provedena i analýza spolehlivosti a vypovídací schopnosti těchto map.

11.1. Ověření možnosti využití nově upravené metodiky pro účely mapování

Při tvorbě map radonového rizika se v současnosti využívají různé postupy (Appleton and Miles 2002, Kemski et al. 2002). Mapy sestavené a publikované ČGS od roku 1999 v tištěné formě nebo na CD nosiči využívají data z vlastních měření nebo data Asociace radonového rizika. Do konce roku 2003 bylo vytvořeno 154 mapových listů z celkového

počtu 214 listů. Konstrukce map radonového rizika – indexu je založena na využití vektorizovaných geologických map 1:50000, publikovaných ČGS. Podrobný postup sestavování map je obsažen v příspěvku Mikšová and Barnet (2002). Kategorie radonového rizika – indexu je pro jednotlivé horninové typy určena měřením objemové aktivity radonu v půdním vzduchu a propustnosti na testovacích plochách. Na každém mapovém listě bylo zvoleno nejméně 20 měřených ploch v různých geologických jednotkách, na každé této ploše bylo změřeno 15 bodů. V současné době jsou v jednotné bázi data z přibližně 9000 testovacích ploch. V mapách je použito čtyřstupňové dělení kategorií radonového indexu (nízká, přechodná, střední, vysoká).

Při mapování se tak vychází se základní jednotky - jednoho dokumentačního bodu, který zahrnuje výsledky měření na jedné testovací ploše s 15ti odběrovými body sítě. Rozdíly v nově navrhované metodice oproti metodice stávající jsou pro účely mapování minimální, neboť velikost minimálního odběrového souboru i rozhodující statistické parametry souboru hodnot zůstávají stejné. Při hodnocení testovacích ploch se hodnotí radonový potenciál (radonový index pozemku) a problematika spojená se stavebním indexem se možnosti využití metodiky pro mapování tudíž nedotýká. Je proto zřejmé, že nově navrhovanou metodiku bude pro mapování možné využít. Je přitom zajištěna návaznost jak zpracovávaných mapových listů na předešlé, tak i souborů dat obsažených v radonové databázi.

11.2. Analýza spolehlivosti a vypovídací schopnosti prognózních map radonového indexu geologického podloží 1 : 50 000

Vypovídací schopnost map a jejich spolehlivost byla analyzována srovnáním údajů z detailních radonových průzkumů s údaji odpovídající prognózní mapy radonového indexu geologického podloží. Pro srovnání byly vybrány následující případy:

a) Území, kde jsou zastíženy všechny kategorie radonového indexu, s rozsáhlým zastoupením vyšších kategorií radonového indexu (mapa Říčany, 13-31, 1:50000). V tomto případě bylo celkem porovnáno hodnocení 37 náhodně vybraných ploch. Spolehlivost mapy odpovídala 62,2% za předpokladu, že v případě tzv. přechodné kategorie v mapě souhlasí výsledek detailního průzkumu nízký radonový index i výsledek střední radonový index. Rozdíl mezi výsledky detailních průzkumů a předpokládanou kategorií radonového indexu byl dán lokálními geologickými poměry, zejména výskytem pokryvných kvartérních vrstev.

b) Území, kde je v co největším rozsahu zastížena kategorie nízkého radonového indexu, resp. kategorie přechodná (mapa Štětí, 02-44, 1:50000). V tomto případě bylo

posuzováno 19 cíleně vybraných ploch dle morfologie terénu a dalších faktorů, kde byl předpokládán výskyt odlišné kategorie indexu. Toto odlišné zařazení bylo skutečně dokumentováno ve většině případů, a bylo tak potvrzeno, že výskyt dostatečně velkých ploch „spolehlivě“ zařazených do kategorie nízkého radonového indexu je úzce svázán s homogenní geologických poměrů, která nemůže být dostatečně vymezena a popsána v geologických mapách 1:50000.

c) Území, kde byl srovnáván význam lokálních a regionálních geologických údajů při stanovení radonového indexu (mapa Beroun, 12-41, 1:50000, plocha Chaby). Na této ploše o velikosti 16 ha bylo v souvislé síti 10x10m změřeno 1689 odběrových bodů. Zjištěné rozdíly mezi údaji odečtenými z mapy a zjištěnými detailním měřením byly podstatné. Distribuce radonu v ploše byla značně ovlivněna a podmíněna změnami v geologických poměrech. Tyto změny mohly být detailně popsány a „mapovány“ až podrobným inženýrskogeologickým průzkumem, nemohou tak být postiženy v dostatečném rozsahu na geologické mapě 1 : 50000.

d) Území, kde byla předpokládán výskyt homogenních geologických poměrů a tedy i shodný radonový index pozemku (mapa Mělník, 12-22, plocha Kly). Dle mapových údajů se jedná o prostředí vysoce propustné pro radon s předpokládaným přechodným radonovým indexem. Na ploše bylo provedeno celkem 150 bodových odběrů půdního vzduchu v síti 10 x 10 m, celé území bylo zařazeno do nízkého radonového indexu. Při dostatečných informacích o lokálních geologických poměrech by tudíž bylo možné vytipovat území, kde lze očekávat shodný - homogenní radonový potenciál území.

Nová metodika je zcela využitelná při hodnocení měření na vybraných plochách pro tvorbu prognózních map radonového indexu.

Analýza spolehlivosti těchto map zároveň dala odpověď na otázku, zda nelze vytvořit prognózní mapy s vysokou mírou spolehlivosti využitelné přímo pro odečtení kategorie radonového indexu pozemků. Potvrdilo se, že rozdíly v lokální a regionální geologické stavbě a rovněž rozdíly v jednotlivých litologických jednotkách v rámci celého území ČR jsou natolik podstatné, že zpochybňují možnost efektivně vytvořit prognózní mapy spolehlivé pro vyčlenění území s daným radonovým indexem pro účely nové výstavby. Nelze dokonce ani jednotně stanovit minimální počet ploch pro charakterizování radonového indexu dané geologické jednotky o určité velikosti, neboť počet těchto ploch je přímo úměrný nestejnorodosti geologických poměrů.

Používaná metodika tvorby prognózních map vychází ze zobecnění údajů získaných v rámci celé České republiky. Nemůže se vzhledem k výchozímu měřítku zabývat

lokálními údaji o geologické stavbě území. Cílem mapování proto není a ani nemůže být vytvoření takového mapového podkladu, který by umožnil odečíst přímo kategorii radonového indexu plochy zástavby pro novou výstavbu.

Poděkování

Tato práce je výsledkem výzkumu provedeného v rámci projektu VaV č. R/2/2000 zadaného Státním úřadem pro jadernou bezpečnost.

Seznam literatury

Anděl P, Neznal M., Maňák J., Pribáň V. (1994): Radon flux from uranium mill tailings in Mydlovary. In: Barnet I., Neznal M. eds.: Radon investigation in CR. Vol. 5. Czech Geological Survey, Prague, pp. 74-80.

Appleton D., Miles J. (2002): Mapping radon-prone areas using integrated geological and grid square approaches. In: Barnet I., Neznal M., Mikšová J. eds.: Radon investigations in CR. Vol. 9. Czech Geological Survey, Prague, pp. 34 - 43.

Asher-Bolinder S., Owen E. D., Schumann R. R. (1990): Pedologic and Climatic Controls on RN-222 Concentrations in Soil Gas, Denver, Colorado, Geophysical Research Letters, Vol. 17, No. 6, pp. 825-828.

Ball B.C., Harris W., Burford J.R. (1981): A Laboratory Method to Measure Gas Diffusion and Flow in Soil and Other Porous Materials, Soil Sci. 32, pp. 323-333.

Barnet I. (1994): Radon risk classification for building purposes in the Czech Republic. In: Barnet I., Neznal M. eds.: Radon investigations in CR. Vol. 5. Czech Geological Survey, Prague, pp. 18-24.

Barnet I., Mikšová J., Fojtíková I. (2003): Indoor-soil gas radon relationship in the Central Bohemian Plutonic Complex. 7th Int. Conf. On Gas Geochemistry, Extended Abstracts, pp. 65-67, Freiberg, Copernicus GmbH.

Damkjaer A., Korsbech U. (1992): A Small-Diameter Probe for In-Situ Measurements of Gas Permeability of Soils, *Radiation Protection Dosimetry*, Vol. 45 No. 1/4, pp. 85-89.

Garbesi K., Sextro R.G., Fisk W.J., Modera M.P., Revzan K.L. (1993): Soil-gas Entry into an Experimental Basement: Model Measurement Comparisons and Seasonal Effects, *Environmental Science and Technology*, Vol. 27, No. 3, pp. 466-473.

Hinton T.C. (1985): Radon flux from reclaimed uranium mill tailings. *Health Phys.* 48(4), 421-427.

IAEA (in print): Status of Radioelement Mapping – Towards a Global Radioelement Baseline

Kemski J., Klingel R., Siehl A. (1996): Classification and mapping of radon-affected areas in Germany. *Env. International* 22 (Supl. 1): 789 – 798.

Kemski J., Klingel R., Siehl A., Stegemann R. (2002): Radon maps and radon transfer from ground to houses in Germany.- Symp. Natural Radiation Environment, Book of abstracts, National Technical University of Athens, p. 377.

Matolín M. (2002): Radon reference sites in the Czech Republic In: Barnet I., Neznal M., Mikšová J. eds.: Radon investigation in CR. Vol. 9. Czech Geological Survey and Radon corp., Prague, pp. 26-33.

Matolín M., Bartoň J., Jáně Z., Karpíšek P., Stehlík E., Zoc J., Zocová J. (2001): Development of test radon reference sites for radon activity concentration in soil air. Report, Charles University in Prague, Faculty of Science, Prague (in Czech).

Matolín M., Jáně Z., Neznal M., Neznal M. (2000): Geometry of soil gas sampling, soil permeability and radon activity concentration. In: Barnet I., Neznal M. eds.: Radon investigation in CR. Vol. 8. Czech Geological Survey and Radon corp., Prague, pp. 27 -29.

Matolín M., Prokop P. (1991): Statistical significance of radon determination in soil air. In: Barnet I. eds.: Radon investigation in CS. Vol. 2. Czech Geological Survey, Prague, pp. 20-24.

Merta J., Burian I. (2000): Radon flux: New experience and results. In: Barnet I., Neznal M. eds.: Radon investigation in CR. Vol. 8. Czech Geological Survey and Radon corp., Prague, pp. 30-35.

Mikšová J., Barnet I. (2002): Geological support to the National Radon Programme (Czech Republic) - Bulletin of the Czech Geol. Survey, 77,1, pp.13-22. Prague.

Morris C. R., Fraley L. Jr. (1994): Soil Permeability as a Function of Vegetation Type and Soil Water Content, Health Physics Vol. 66, No. 6, pp. 691-698.

Neznal M., Matolín M., Just G., Turek K. (2004): Short-term temporal variations of soil gas radon concentration and comparison of measurement techniques. Radiat. Prot. Dosim., Vol. 108, pp. 55 – 63.

Neznal M., Neznal M. (2002): Measurement of radon exhalation rate from the ground surface: can the parameter be used for a determination of radon potential of soils? In: Barnet I., Neznal M., Mikšová J. eds.: Radon investigation in CR. Vol. 9. Czech Geological Survey and Radon corp., Prague, pp. 16-25.

Neznal M., Neznal M. (2003): Permeability as one of main parameters for radon risk classification of foundation soils, 7th International Conference on Gas Geochemistry, Book of extended abstracts, Technische Universitat Freiberg, p. 70-71.

Neznal M., Neznal M., Šmarda J. (1994a): Evaluation of soil-gas radon concentration data - some remarks. In: Barnet I., Neznal M. eds.: Radon investigations in CR. Vol. 5. Czech Geological Survey, Prague, pp. 37-41.

Neznal M., Neznal M., Šmarda J. (1994b): Variability of radon with depth in various soil profiles. In: Barnet I., Neznal M. eds.: Radon investigation in CR. Vol. 5. Czech Geological Survey, Prague, pp. 55-61.

Neznal M., Neznal M., Šmarda J. (1995): Radon risk classification of foundation soils and other radon measurements by private firms. Bulletin Scientifique de l'Association des Ingénieurs Électriciens Sortis de l'Institut Montefiore (3), pp. 31 - 34

Neznal M., Neznal M., Šmarda J. (1996a): Assessment of Radon Potential of Soils - A Five-Year Experience, *Environ. Int.* 22, S819-828.

Neznal M., Sokol, A., Thomas, J. (1996b): Radon contamination of natural gas in a storage cavern. *Env. International* 22: S425-S427.

Reimer G.M. (1990): Reconnaissance technique for determining soil gas radon concentrations, an example from Prince Georges County, Maryland. *Geophysical research Letters*, 17, 809 – 812.

Rogers V.C., Nielson K.K. (1991): Correlations for Predicting Air Permeabilities and ^{222}Rn Diffusion Coefficients of Soils, *Health Physics* Vol. 61, No. 2, pp. 225-230.

Surbeck H. et al. (1991): Radon in Switzerland. *Proceedings of the Int. Symposium on Radon and Radon Reduction Technology*, Philadelphia.

Surbeck H., Johner H.U. (1999): Soil gas measurements below foundation depth improve indoor radon prediction. *Proceedings of the Conference on Radon in the Living Environment*, Athens, pp. 449 - 455.

Tanner A.B. (1991): Methods of Characterization of Ground for Assessment of Indoor Radon Potential at a Site. In Gundersen, L.C.S.; and Wanty, R.B.; eds.; *Fields Studies of Radon in Rocks, Soils and Water*, U.S. Geol. Survey Bulletin No. 1971, pp. 1-18.

Tanner A.B. (1994): Measurement and Determination of Radon Source Potential, A Literature Review.